

Modellierung ökologischer Zusammenhänge bei Mittelgebirgsbächen

**unter Berücksichtigung von
Gewässermorphologie und Landnutzung
im Hinblick auf die biozönotische Bewertung
mittels Makroinvertebraten**

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades

Dr. rer. nat.

des Fachbereichs
Biologie und Geographie

an der

Universität Duisburg-Essen

vorgelegt von
Peter Rolaußs
aus Duisburg

Januar 2006

Die der vorliegenden Arbeit zugrundeliegenden Experimente wurden in der Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen durchgeführt.

1. Gutachter:

Herr PD Dr. D. Hering

2. Gutachter:

Herr Prof. Dr. H. Schumacher

Vorsitzende des Prüfungsausschusses:

Frau Prof. Dr. A. Sandmann

Tag der mündlichen Prüfung: 31.05.2006

1	Einleitung.....	1
2	Grundlagen und Methoden.....	4
2.1	Untersuchungsgebiet	4
2.2	Probestellenauswahl	5
2.3	Erhebung abiotischer Daten	10
2.3.1	Chemisch-physikalische Parameter	10
2.3.2	Daten zur Gewässermorphologie.....	10
2.4	Erhebung biozönotischer Daten	10
2.4.1	Probenahme	11
2.4.2	Sortierverfahren und Bestimmung	11
2.5	Auswertungssoftware	12
2.5.1	Metrische Berechnungen	12
2.5.1.1	<i>Grundlegende Berechnungen</i>	<i>12</i>
2.5.1.2	<i>Analyse von Indikatorarten</i>	<i>12</i>
2.5.1.3	<i>Multiple Regressionsanalyse</i>	<i>13</i>
2.5.1.4	<i>Nichtlineare Abschätzung.....</i>	<i>14</i>
2.5.1.5	<i>Eigenvalidierung</i>	<i>14</i>
2.5.2	Multivariate Berechnungen	15
2.5.2.1	<i>PCA und DCA.....</i>	<i>15</i>
2.5.2.2	<i>RDA</i>	<i>16</i>
3	Entwicklung eines Bewertungssystems	17
3.1	Einleitung.....	17
3.1.1	Begriffsdefinition	17
3.1.2	Anlass und Zielsetzung.....	18
3.1.3	Wasserrahmenrichtlinie	18
3.1.4	Begründung für Revision	19
3.2	Mittel zum Zweck: Der Strukturindex	21
3.2.1	Hintergrund.....	21
3.2.2	Vorgehensweise.....	22
3.2.2.1	<i>Vorauswahl.....</i>	<i>22</i>
3.2.2.2	<i>Konservative Methode</i>	<i>23</i>
3.2.2.3	<i>Multivariate Methode</i>	<i>27</i>
3.2.3	Ergebnisse.....	29
3.2.3.1	<i>Strukturindex nach konservativer Methode</i>	<i>29</i>
3.2.3.2	<i>Strukturindex nach multivariater Methode</i>	<i>30</i>
3.2.3.3	<i>Gegenüberstellung.....</i>	<i>31</i>
3.3	Inhalt des Zwecks: Multimetrischer Index	32
3.3.1	Hintergrund.....	32
3.3.2	Vorgehensweise.....	32
3.3.2.1	<i>Taxonomical Adjustment</i>	<i>33</i>
3.3.2.2	<i>Berechnung der Metriks</i>	<i>34</i>
3.3.2.3	<i>Filterung der Metriks</i>	<i>34</i>
3.3.2.4	<i>Ankerpunkte und Scores</i>	<i>39</i>
3.3.2.5	<i>Berechnung von Metrikkombinationen.....</i>	<i>40</i>

3.3.2.6	<i>Filterung der Metrikkombinationen</i>	41
3.3.3	Ergebnisse.....	43
3.3.3.1	<i>Metrikkombinationen</i>	43
3.3.3.2	<i>Multimetrisches Bewertungssystem</i>	44
3.3.3.3	<i>Vergleich verschiedener Bewertungssysteme</i>	46
3.3.3.4	<i>Validierung</i>	50
3.4	Diskussion	54
3.4.1	Bewertungssystem.....	54
3.4.1.1	<i>Core Metrics</i>	54
3.4.1.2	<i>Funktionalität</i>	57
3.4.1.3	<i>Mindestanforderungen</i>	58
3.4.1.4	<i>Stabilität</i>	59
3.4.2	Vorgehensweise.....	60
3.4.3	Strukturindex	62
4	Bedeutung des Einzugsgebietes	65
4.1	Anlass der Fragestellung	65
4.2	Methodik.....	68
4.2.1	Einzugsgebiete.....	68
4.2.1.1	<i>CORINE-Daten</i>	68
4.2.1.2	<i>Top50-Karten</i>	69
4.3	Ergebnisse.....	71
4.3.1	Überprüfung der Hypothese	71
4.3.2	Charakterisierung der Einzugsgebiete	73
4.3.3	Indikatorarten und Landnutzung	74
4.3.3.1	<i>Bewertungsrelevanz der Taxa</i>	74
4.3.3.2	<i>Indikatorartenanalyse</i>	77
4.3.4	Struktur und Nutzung – eine Zweckehe	82
4.3.4.1	<i>Vorbetrachtungen</i>	83
4.3.4.2	<i>Betrachtungsobjekt Nutzung</i>	85
4.3.4.3	<i>Betrachtungsobjekt Struktur</i>	88
4.3.4.4	<i>Betrachtungsobjekt Bewertung</i>	89
4.3.4.5	<i>Eigenvalidierung</i>	92
4.3.4.6	<i>Zusammenfassung</i>	95
4.3.5	Praxistaugliche Modellierung.....	95
4.3.5.1	<i>Reduziertes Modell</i>	95
4.3.5.2	<i>Korrelation Struktur-Nutzung</i>	97
4.4	Diskussion	98
4.4.1	Alte und neue Ansätze	98
4.4.2	Struktur versus Landnutzung.....	100
4.4.2.1	<i>Gesamtmodell der Bewertung</i>	100
4.4.2.2	<i>Modell der Landnutzung</i>	104
4.4.2.3	<i>Modell der Strukturen</i>	106
4.4.2.4	<i>Zweck der Modellierung</i>	107
4.4.3	Kausalkette der Umweltvariablen	108
4.4.4	Indikatorarten	110
4.4.5	Methodendiskussion	111
4.4.5.1	<i>Kategorisierung der Nutzungsarten</i>	111
4.4.5.2	<i>Lineare Abhängigkeiten</i>	112

5	Beispielgewässer Waldbach	114
5.1	Einleitung.....	114
5.1.1	Untersuchungsgebiet	114
5.1.2	Beschreibung der Probestellen	116
5.1.3	Probenahmemethodik	117
5.2	Anwendung bisheriger Erkenntnisse.....	118
5.2.1	Bewertungssystem.....	118
5.2.2	Einzugsgebiet	119
5.3	Verteilungsmuster von Taxa	120
5.3.1	Längszonale Aspekte.....	120
5.3.2	Gewässermorphologische Aspekte.....	121
5.3.3	Einfluss des Einzugsgebiets	122
5.4	Diskussion	124
5.4.1	Validierung	124
5.4.2	Verschleppung von Zuständen	124
6	Zusammenfassung	126
6.1	Bewertungssystem.....	126
6.2	Einzugsgebiet	127
6.3	Verschleppung.....	128
7	Ausblick	129
8	Literaturverzeichnis	132

1 Einleitung

»Wer davon überzeugt ist, das Ende der Dinge zu wissen,
die er gerade erst beginnt,
ist entweder außerordentlich weise oder ganz besonders töricht;
so oder so ist er aber gewiss ein unglücklicher Mensch,
denn er hat dem Wunder ein Messer ins Herz gestoßen.«

Das Zitat stammt aus dem Vorwort zum Romanzyklus »Das Geheimnis der großen Schwerter« von Tad Williams und ist eine der zahlreichen Lebensweisheiten des darin enthaltenen Qanuc-Volkes.

Auch wenn dieses Volk nicht dem realen Leben entspringt, ebenso wenig wie die von ihnen über viele Jahrtausende gesammelten Erfahrungen, Wahrheiten und Regeln, drücken die Worte dennoch etwas durchaus Wirkliches aus, das Gültigkeit nicht nur im Privaten besitzen kann, sondern ebenfalls in Teilen von Politik oder Wissenschaft. Um wie viel ärmer wäre oftmals das Leben, wüssten wir bereits zu Beginn um die Konsequenzen unserer Taten oder die Resultate gestellter Aufgaben, sei es bei der Zubereitung von Mahlzeiten, dem Gang ins Kino, einer Reise in unbekannte Länder oder dem Abenteuer der Eheschließung (Ausnahmen mögen wohl für solche Bereiche wie Prüfungen und Wahlen oder im Wettgeschäft gelten). Und nicht anders, oder gerade dort, verhält es sich im Bereich wissenschaftlicher Arbeitsfelder.

Unbestritten sind diejenigen wissenschaftlichen Fragen die interessantesten, an deren Anfang sich die Resultate noch nicht Fähnchen schwenkend bemerkbar machen und wo Überraschungen noch möglich oder vorgezeichnet sind – so auch im Kontext dieser Arbeit: Während die Zukunft vorliegender Fragestellung sich zu Beginn der Untersuchungen in einem leicht diffusen Dunst am Horizont abzeichnete, in der gesamten Breite ihrer fachlichen Ausprägung jedoch nur zu erahnen war, liegt die Vergangenheit zumindest klar vor uns:

Fließgewässer standen seit Anbeginn anthropogener Präsenz in Mitteleuropa im Mittelpunkt menschlichen Denkens und ihrer Interessen. Als vor 7000 Jahren die neolithische Kultur in den zentralen Regionen Europas Fuß fasste, erfolgte die Ausbreitung der Siedler zunächst entlang der Flüsse, Dörfer wurden stets in Wassernähe errichtet, das Vieh war auf Tränken angewiesen. In späteren Zeiten (1800 – 800 v. Chr.), als der Mensch nach der Einführung des eisernen Pfluges zunehmend auch in die höheren Lagen der Mittelgebirge vordrang, tat er dies entlang der

Fließgewässer (KÜSTER, 1999). Während zunächst das Wasser lediglich der Versorgung diente, wurde es später benötigt für den Transport von Holz oder zum Betrieb diverser Kleinmanufakturen, wie beispielsweise Mühlen, Sägewerken oder Metallhämmern. Kleinere Gewässer wurden gestaut, um sich unabhängig zu machen von wechselnden Abflüssen, Brücken wurden gebaut zur Querung eines Gewässers trockenen Fußes mit einhergehender Festlegung des Gewässerbettes, und schließlich wurde das fließende Wasser für den sorglosen Abtransport von Abfallprodukten und Abwässern genutzt. Parallel zum technischen Fortschritt wurde auch die Veränderung von Fließgewässern intensiviert, mit dem Ziel, ihre Dynamik zu reduzieren, die Natur im wahrsten Sinne des Wortes »berechenbar« zu machen. Das Verständnis von Fließgewässern aus der Sicht von nutzenden oder planenden humanoiden Vertretern reduzierte sich mehr und mehr auf einen abstrakten Begriff – man sprach nicht mehr von Bächen oder ihren Zuläufen, man sprach von »Vorflutern« als einem rein technischen Konstrukt zur möglichst schnellen Abführung von Niederschlägen, oberflächennah anstehenden Grundwassers oder Abwässern.

Die damit einhergegangenen Zerstörungen in den letzten Jahrzehnten und Jahrhunderten lassen sich hauptsächlich zwei Kategorien zuordnen, die einerseits struktureller und andererseits stofflicher Natur sind. Erstere bezeichnen solche, die das »Gesicht« eines Fließgewässers nachhaltig verändern und im Kern lediglich die drei Aspekte der Begradigung, Befestigung und Räumung beinhalten, wobei alle weiteren Degradationen in der Struktur (Gewässermorphologie) sich als Begleit- oder Folgeerscheinung derselbigen darstellen (z. B.: Vereinheitlichung von Habitat und Strömung, Eintiefung und Abkoppelung von der Aue, thermische Veränderungen aufgrund des Entferns von Ufergehölzen). Triebfeder für diese Form anthropogener Einflüsse war im Wesentlichen, wie schon angeführt, die Reduktion der Eigendynamik auf ein akzeptables und berechenbares Minimum zum Zwecke einer über längere Zeiträume konstanten Landnutzung sowie die möglichst rasche Abführung von Wasser sowie von in Haushalten und der Industrie produzierten Stoffen; der zuletzt genannte Aspekt stellt damit zugleich die zweite Kategorie wirkender Einflüsse dar. Diese Entwicklung soll nun gestoppt werden.

Mit der im Dezember 2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) hat man sich zum Ziel gesetzt, den seit der menschlichen Besiedlung Mitteleuropas flächenhaft wirkenden, negativen Prozess umzukehren, das heißt zunächst, den „status quo“ der Gewässer zu erhalten, um damit zumindest kurzfristig einer weiteren Verschlechterung entgegenzutreten, und in einem zweiten Schritt, spätestens bis Ende des Jahres 2015, die Gewässer möglichst in den so genannten »guten ökologischen Zustand« zurückzuführen, soweit dies unter Berücksichtigung der notwendigen finanziellen Mittel vertretbar sowie, im Falle erheblich veränderter Gewässer, unter Beibehaltung bestimmter Nutzungen (z. B.: Schifffahrt, terrestrische Verkehrswege, Siedlungsflächen) möglich sein wird.

Die Feststellung des ökologischen Zustandes soll dabei erstmalig primär anhand organischer Gruppen erfolgen – neben einer breiten Einbindung der Öffentlichkeit in allen Fragen des Gewässerschutzes stellt dies den eigentlichen Fortschritt in der Richtlinie dar. Bisher war es in Deutschland gängige Praxis, den Zustand (zumindest dessen strukturellen Anteil) mittels der Strukturgütekartierung (neuerdings: Strukturkartierung) zu bewerten und damit unter dem Aspekt einer rein anthropogenen Sichtweise heraus, Schädigungen mittels diverser Schad- oder Güteparameter zu dokumentieren. Das Prinzip des neuen Ansatzes der WRRL ist es, den gesamtökologischen Zustand von Gewässern durch die darin lebenden Organismen indizieren zu lassen, um damit eine ganzheitliche und integrative Bewertung möglich zu machen.

Vor diesem Hintergrund wurden Untersuchungen bezüglich der Besiedlung von Gewässern durch das Makrozoobenthos durchgeführt, mit dem Ziel der Erstellung eines biozönotischen Bewertungssystems – anhand vorliegender Arbeit beispielhaft für die Gruppe der »grobmaterial-

reichen, silikatischen Mittelgebirgsbäche«, einem in Deutschland weitverbreiteten Fließgewässertyp. Im Vordergrund steht dabei die exakte und modellhafte Beschreibung der Herangehensweise und des Prozedere bei der Auswahl geeigneter Kenngrößen, so dass die Erstellung des Systems jederzeit nachvollziehbar ist und auf andere Gewässertypen übertragen werden könnte (Kapitel 1, ab Seite 17). Darüber hinaus ergab sich die Frage, ob es neben der lokalen Gewässermorphologie andere, sozusagen übergeordnete Einflüsse gibt, die auf eine Biozönose wirken und diese entscheidend mit beeinflussen – gemeint sind damit Strukturen auf der Ebene längerer Fließstrecken oder ganzer Einzugsgebiete. Die Frage ergab sich aufgrund bestehender Differenzen zwischen biozönotischer Bewertung und einem als Eichgröße dienenden Strukturindex; ihre Beantwortung hat eine große Bedeutung im praktisch-planerischen Bereich, speziell wenn es darum geht, Probestellen für ein Monitoring zu festzulegen, die Aussagen liefern sollen über eine längere Fließstrecke oder um die nachhaltige Effektivität lokaler Renaturierungsmaßnahmen abzuschätzen. Die Betrachtungen zielen dabei primär auf die in den Einzugsgebieten der Gewässer existierenden Formen diverser Landnutzungsarten, wobei zugleich zwischen verschiedenen räumlichen Skalen differenziert wird. Letztlich geht es um die Größe des Beitrages von Struktur und Landnutzung auf die biozönotische Bewertung sowie um die Frage, auf welcher Skala welche Nutzungsart den größten Einfluss auf dieses ausübt (Kapitel 1, ab Seite 65). Die aus den beiden vorigen Kapiteln gewonnenen Erkenntnisse werden anschließend anhand zusätzlich erhobener Datensätze validiert. Des Weiteren werden speziell Betrachtungen in den Mittelpunkt gestellt, wie weit Einflüsse eines naturnah geprägten Einzugsgebietes in eine Ortschaft hinein reichen und welche Arten dieses indizieren (Kapitel 1, ab Seite 114).

2 Grundlagen und Methoden

Diejenigen Arbeiten, die als Grundlage für die vorliegenden Ergebnisse dienten, wurden in den Jahren 2000 bis 2002 im Rahmen der EU-Forschungsvorhaben AQEM¹ und STAR² durchgeführt. Zentraler Bestandteil dieser Projekte war die biozönotische Untersuchung einer Reihe von Gewässerabschnitten zum Zwecke der Erstellung eines Bewertungssystems (entsprechende Methoden werden in Kapitel 2.4 beschrieben) – zusätzlich zu den biotischen Daten wurde eine Vielzahl abiotischer Parameter an den Probestellen selbst wie auch aus dem weiteren Umfeld erhoben (Näheres hierzu in Kapitel 2.3).

2.1 Untersuchungsgebiet

Die gegenwärtige Fließgewässertypologie Deutschlands (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER, 2003) umfasst 23 verschiedene, biozönotisch begründete Gewässertypen innerhalb der drei vorhandenen Naturräume Alpen, Mittelgebirge und Tiefland. Als Teilaspekt oben genannter Forschungsprojekte konzentrierten sich die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen ausschließlich auf den Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche). Gewässer dieses Typs kommen im Rheinischen Schiefergebirge und Erzgebirge, im Schwarzwald, Thüringer Wald und Bayerischen Wald sowie im Harz vor. Im naturnahen Zustand ist ihre Sohle geprägt von grobem Schotter, Steinen und Kiesen, daneben kommen aber auch, vor allem in den schwach durchströmten Stillen, feinkörnigere Substrate vor. Die Strömung ist hoch und teilweise turbulent, wird jedoch regelmäßig im Bereich tieferer Kolke gebremst. Das Talbodengefälle liegt zumeist im Bereich zwischen 0,1 % und 0,5 %, je nach Talform verlaufen die Gewässer daher gestreckt bis leicht geschlängelt. Aufgrund der geringen Speicherkapazität des Untergrundes weist der Abfluss im Jahresverlauf große Schwankungen auf, insbesondere können stärkere Regenfälle unmittelbar zu kurzfristigen Hochwässern führen.

Aufgrund der hohen Strömung und guten Sauerstoffversorgung sowie der, auch in den Sommermonaten vorherrschenden, niedrigen Wassertemperaturen ist die Wirbellosenbesiedlung sehr artenreich; es dominieren Arten mit epi- bis metarhithralen Präferenzen. Typisch für diesen Gewässertyp sind beispielsweise *Epeorus sylvicola*, *Dinocras cephalotes*, *Perla marginata*, *Philopotamus ludificatus*, *Micrasema longulum* oder *Sericostoma personatum* (LUA, 1999; SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER, 2003). Nach den Betrachtungen zur biozönotisch begründeten Typologie von LORENZ et al. (2004a) unterscheidet sich die Wirbellosengemeinschaft des Typs 5 nicht wesentlich von denjenigen der Typen 5.1, 6 und 7. Von daher kann vermutet werden, dass die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit auch in jenen Typen Gültigkeit besitzen.

Insgesamt wurden 27 Fließgewässerabschnitte zu jeweils zwei Jahreszeiten im Hinblick auf die Besiedlung durch das Makrozoobenthos untersucht, wovon neun Abschnitte in der Ökoregion 8 (Eifel) und 18 Abschnitte in der Ökoregion 9 (Sauerland, Siegerland, Rothaargebirge) liegen (siehe auch Tabelle 2). Das gesamte Gebiet gehört zum Rheinischen Schiefergebirge und ist primär silikatisch geprägt. Einzig der Treisbach liegt, als südlicher Zulauf zur Eder, im Grenzbereich zwischen Schiefer und Buntsandstein.

¹ The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates

² Standardization of River Classification

2.2 Probestellenauswahl

Ziel der Arbeiten sollte das Bewerten von Gewässern sein: Bewerten heißt beurteilen mit Zahlen, Zahlworten oder entsprechenden Begriffen. Wer bei Null beginnt und sich zunächst Gedanken machen muss über das System, das seiner Bewertung zugrunde liegen soll, d. h. über dessen Aufbau und diejenigen Kriterien, die zu einer abschließenden Bewertung führen sollen, muss wissen, im Rahmen welcher Skala sich die Bewertung bewegt. Damit ist gemeint, dass nicht nur der beste und schlechteste Zustand definiert, sondern auch die Anzahl der Einheiten zwischen diesen Extremen in Form von diskreten Zwischenstufen festgelegt sein muss. Der zweite Schritt liegt dann darin, Kriterien festzulegen, die jede der Stufen qualitativ beschreiben. So macht sich ein Lehrer zu Beginn einer Unterrichtssequenz Gedanken darüber, welche Leistungen eines Schülers notwendig sind, die die Vergabe der Beurteilung »sehr gut«, »gut«, »befriedigend« usw. rechtfertigten. Er setzt somit konkrete Kriterien bzw. Entscheidungshilfen fest.

Bei der Auswahl von Probestellen, mit deren Hilfe ein Bewertungssystem zur Indikation struktureller Degradation erstellt werden soll, verhält es sich ähnlich. Die Vorgabe der WRRL sieht 5 Zustandsklassen vor: sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender und schlechter Zustand. Zur Realisierung des Zieles ist es daher notwendig, für jede dieser Klassen möglichst mehrere Messpunkte (hier: Probestellen) in den Untersuchungen enthalten zu haben, die in ihrer morphologischen Ausstattung eine so genannte Degradationsreihe darstellen und somit alle Zustände abdecken, von »sehr gut« bis hin zu »schlecht«. Vor der Auswahl geeigneter Gewässerabschnitte wurden daher Kriterien festgesetzt, die diese Stellen aufweisen sollten, um beispielsweise als Vertreter für Gewässer des jeweiligen Zustandes herangezogen werden zu können. Die Einschätzung des ökologischen Zustandes sollte dabei lediglich als vorläufige Bewertung dienen, einzig um sicherzustellen, dass Gewässerabschnitte im Untersuchungsprogramm enthalten waren, die das gesamte Spektrum vorhandener anthropogener Beeinflussung (im Hinblick auf strukturmorphologische Aspekte) abdeckten. Diese nach der Besichtigung eines Gewässers vorgenommene subjektive Voreinstufung (»pre-classification«) wurde im weiteren Verlauf der Untersuchung durch einen mathematisch ermittelten und daher nachvollziehbaren Strukturindex abgelöst (»post-classification«), der sich aus ausgewählten Strukturparametern zusammensetzt (siehe Kapitel 3.2).

Die Faktoren, die für die Klassifizierung der zu beprobenden Gewässerabschnitte im Gelände herangezogen wurden, umfassen im Wesentlichen die vorhandene Ufer- und Sohlbefestigung, die Breite und Dichte des Gehölzsaumes sowie Strömungs- und Substratdiversität (Tabelle 1):

- Der Bonusfaktor Strömung berücksichtigt dabei vor allem das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein von »pools« (so genannter Kolke), also Auswaschungen in vertikaler Richtung, in denen sich aufgrund einer deutlich verminderten Strömung Substrat kleinerer Korngrößen ansammeln kann.
- Der Bonusfaktor Substrat zielt im besonderen Maße auf die Existenz von sowohl mineralischen Sohlsubstraten geringerer Korngrößen ab (Akal, Psammal, Pelal) wie auch auf das Vorhandensein organischer Substrate (Totholz, CPOM).

Die meisten der beprobten Abschnitte waren laut Gewässergütekarte NRW (Untersuchungsstand: 1999) saprobiell wenig belastet und wurden daher in die Güteklassen I oder I-II eingeordnet. Lediglich eines der Gewässer (Rahmede) wurde mit Güteklasse II-III als kritisch belastet ausgewiesen.

Tabelle 1: Kriterien für die Auswahl von Gewässerabschnitten als Vertreter eines bestimmten strukturellen Zustandes (der strukturelle Zustand wurde aufgrund einer subjektiven Voreinstufung [*pre-classification*] während der Besichtigung einer Probestelle vergeben).

ökologische Zustandsklasse	Malusfaktoren (Ausbauzustand)		Bonusfaktoren (Elemente der Naturnähe)		
	Uferbefestigung	Sohlbefestigung	Gehölzsaum	Strömung	Substrat
1 sehr gut	nicht vorhanden	nicht vorhanden	naturnah ausgebildet (mehrere Meter breit; nur vereinzelt standortfremde Gehölze)	große Diversität (lenitische Zonen und feinere Substrate vorhanden)	
2 gut	teilweise vorhanden (auf max. 25 % der Uferlinie; keine erkennbaren Unterhaltungsmaßnahmen)	nicht vorhanden	bedingt naturnah (max. zweireihig vorhanden; Bestand stellenweise lückig)	verminderte Diversität (lenitische Zonen und feinere Substrate vorhanden)	
3 mäßig	vorhanden (auf mind. 50 % der Uferlinie in Form von Holz oder lückig gesetzten Wasserbausteinen, teilweise im Verfall begriffen)	nicht vorhanden	reliktartig vorhanden (nur einreihig ausgebildet; des Öfteren mit breiten Lücken im Bestand)	geringe Diversität (lenitische Bereiche sowie feine Substrate nur ansatzweise vorhanden)	
4 unbefriedigend	durchgehend vorhanden (Wasserbausteine)	höchstens kleinräumig vorhanden	überwiegend fehlend (höchstens in Form einzelner Gehölze)	weitgehend vereinheitlicht	
5 schlecht	durchgehend vorhanden (Beton)	großflächig vorhanden	überwiegend fehlend (höchstens in Form einzelner Gehölze)	einheitlich ausgeprägt	

Tabelle 2: Stammdaten der in AQEM und STAR beprobten Gewässer bzw. Gewässerabschnitte (VE = Voreinstufung, von 1 [sehr gut] bis 5 [schlecht]; EZG* = Größe des Einzugsgebietes an der PS [Probestelle]; q = Quellentfernung [längste Fließstrecke zwischen PS und Quelle]; NN = Höhenlage der PS; Rothaarg. = Rothaargebirge).

Gewässername	Kürzel	VE	Region	Beprobungszeiten				Koordinaten		EZG* [km ²]	q [km]	NN [m]
				AQEM		STAR		Länge	Breite			
Weißer Wehe	WWb_1	1	Nordeifel	Mrz00	Jun00			6,20,35	50,42,27	11	5,7	300
Weißer Wehe	WWb_2	1	Nordeifel			Mrz03	Jun02	6,20,49	50,43,20	15	7,8	265
Kall	Kal_1	2	Nordeifel	Mrz00	Jun00			6,17,49	50,37,47	18	7,5	465
Kall	Kal_2	2	Nordeifel			Mrz03	Jun02	6,18,15	50,38,12	21	8,7	425
Erkensruhr	Erk	3	Nordeifel	Mrz00	Jun00			6,21,28	50,33,45	22	8,3	340
Rur	Rur	1	Nordeifel	Mrz01	Jun00			6,11,54	50,31,55	53	14,1	485
Platibach	PIB	2	Nordeifel			Mrz03	Jun02	6,25,11	50,28,31	10	4,8	430
Prether Bach	PrB	2	Nordeifel			Mrz03	Jun02	6,24,53	50,26,51	15	5,5	485
Wolffter Bach	WoB	3	Nordeifel			Mrz03	Jun02	6,28,10	50,27,55	22	7,4	435
Nahmer Bach	NaB	5	Sauerland	Mrz00	Jun00			7,34,24	51,19,38	23	9,5	155
Rahmede	Rah_1/2	5	Sauerland	Mrz00	Jun00	Mrz03	Jun02	7,40,24	51,16,44	26	9,9	180
Els	Els	3	Sauerland	Mrz00	Jun00			7,48,47	51,11,34	23	8,8	275
Volme	Vol	4	Sauerland	Mrz00	Jun00			7,37,03	51,07,42	15	6,0	345
Linnepe	Lin	2	Sauerland			Mrz03	Jun02	8,04,54	51,18,11	13	6,2	340
Waldbach	WaB	2	Sauerland	Mrz00	Jun00			8,02,28	51,15,59	10	4,3	375
Röhr	Röh	3	Sauerland	Mrz00	Jun00			8,03,17	51,16,38	5	4,5	370
Salwey	Sal_1/2	3	Sauerland	Mrz00	Jun00	Mrz03	Jun02	8,07,12	51,15,02	16	7,7	345
Palme	Pal	2	Sauerland	Mrz00	Jun00			8,23,19	51,15,16	10	5,2	465
Namenlose	Nam	4	Sauerland	Mrz00	Jun00			8,28,29	51,15,08	15	8,7	455
Marienwasser	Mar	3	Sauerland			Mrz03	Jun02	8,26,43	51,04,53	16	8,3	485
Goldbach	GoB	2	Rothaarg.	Mrz00	Jul00			8,43,32	51,03,59	10	5,3	345
Elbrighäuser B.	EIB_1/2	1	Rothaarg.	Mrz00	Jul00	Mrz03	Jun02	8,34,52	51,03,47	9	4,7	415
Riedgraben	Rie	2	Rothaarg.	Mrz00	Jul00			8,34,36	51,02,35	7	4,6	365
Treibach	TrB	3		Mrz00	Jul00			8,37,39	50,55,16	21	8,4	275
Laasphe	Laa	2	Siegerland	Mrz00	Jul00			8,23,56	50,57,08	15	4,6	390
Lahn	Lah	3	Siegerland			Mrz03	Jun02	8,18,27	50,56,21	21	8,2	390
Dreisbach	DrB_1/2	4	Siegerland	Mrz01	Jul00	Mrz03	Jun02	8,02,54	50,54,54	26	13,4	275

Für die Erstellung des Bewertungssystems wurden 19 Gewässerabschnitte aus AQEM und 12 Abschnitte aus STAR herangezogen. Vier der Probestellen wurden in beiden Projekten untersucht (siehe Tabelle 2): Rahmede, Salwey, Elbrighäuser Bach und Dreisbach; an zwei weiteren Gewässern wurden jeweils unterschiedliche Abschnitte beprobt: Weißer Wehebach und Kall. Alle diese Abschnitte sind gemäß Typentabelle (SOMMERHÄUSER & POTTGIESSER, 2003) dem Fließgewässertyp 5 zuzuordnen und wurden in jeweils zwei Jahreszeiten (Frühjahr und Sommer) beprobt. Die Namen der Gewässer, inklusive ihrer Kürzel sowie ausgewählter abiotischer Parameter sind Tabelle 2, ihre geographische Lage Abbildung 1 und Abbildung 2 zu entnehmen. Die Beprobung erfolgte gemäß der AQEM-Methodik, die im folgenden Unterkapitel grob skizziert wird.

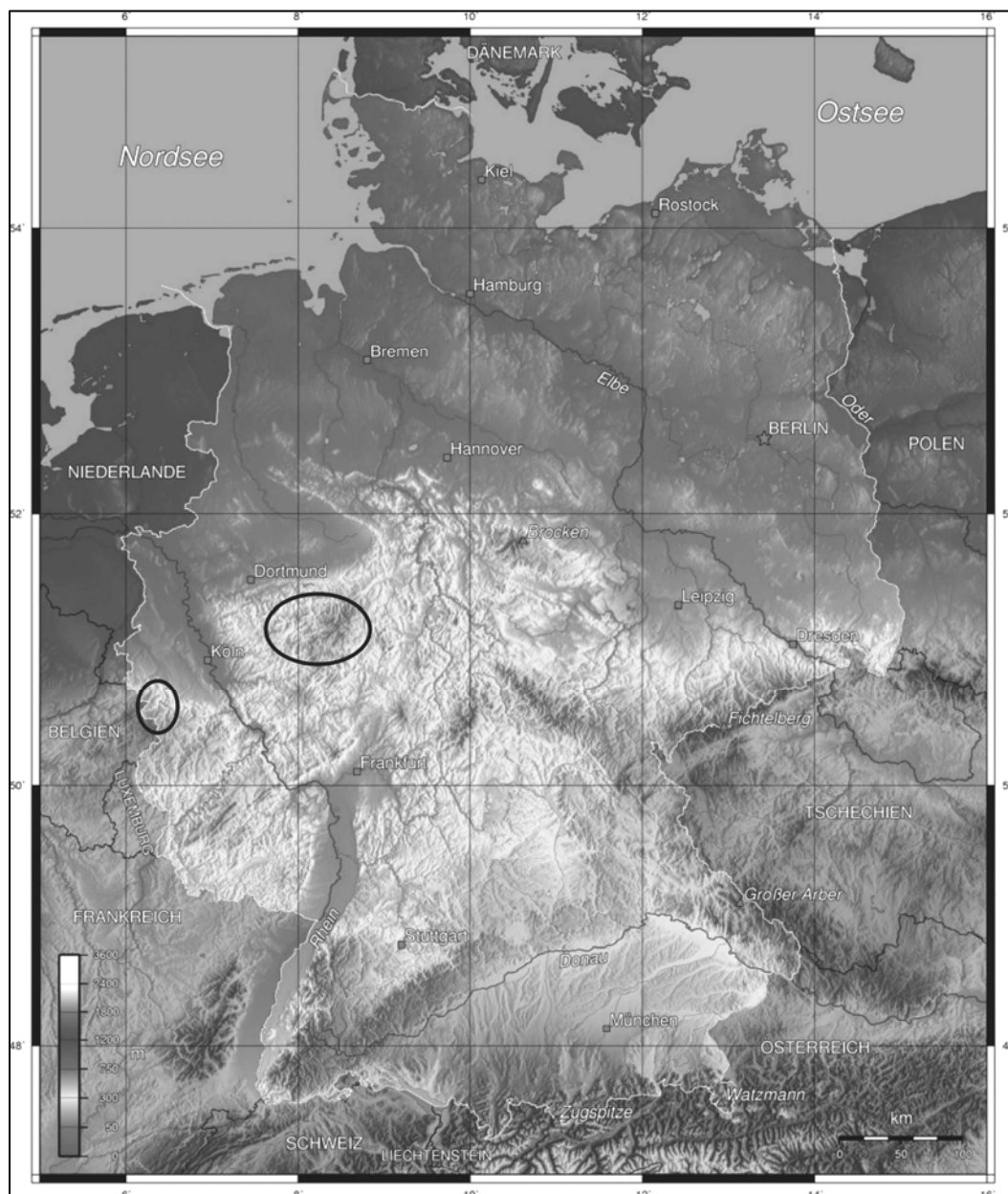


Abbildung 1: Karte zur Lage der Untersuchungsgebiete (diese sind durch Ellipsen gekennzeichnet: 7 Gewässer linksrheinisch [Eifel], 18 Gewässer rechtsrheinisch [Sauerland, Siegerland, Rothaargebirge]). Datenquelle: http://www.mygeo.info/landkarten_deutschland.html.

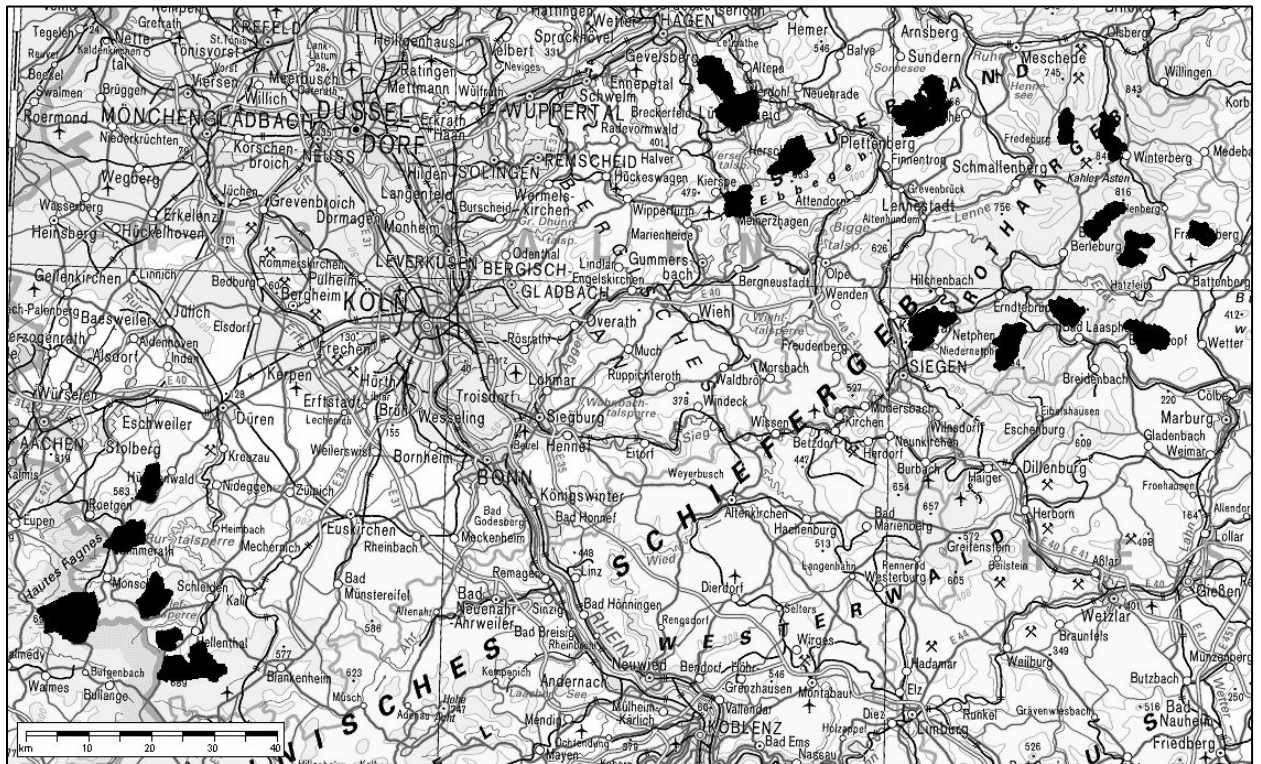


Abbildung 2: Verteilung der Einzugsgebiete (die Anzahl der schwarzen Flächen lässt nicht auf die Anzahl beprobter Gewässerabschnitte schließen, da in einigen Fällen Einzugsgebiete unmittelbar nebeneinander liegen [Beispiel: die schwarze Fläche in der Mitte des Schriftzuges »Sauerland« besteht aus den Einzugsgebieten vier verschiedener Gewässer]).

Um einen Eindruck von den Probestellen bzw. ihren ökologischen Zuständen zu geben, wie sie sich gemäß der Voreinstufung ergaben, sollen im Folgenden vier der Gewässer kurz vorgestellt und die Gründe für ihre jeweilige Einstufung erläutert werden.

Abbildung 3 zeigt von links nach rechts zwei Gewässerabschnitte des sehr guten bzw. guten ökologischen Zustandes. Die links abgebildete Weiße Wehe fließt auf einer Länge von knapp 5 Kilometern unbefestigt und stark geschlängelt durch ein breites, naturnah verbliebenes Sohlental und blieb bisher weitgehend von Totholzräumen verschont. Dadurch bedingt weist sie eine große Tiefen- und Breitenvarianz sowie stark wechselnde Strömungsbedingungen auf. Aufgrund fehlender Eintiefung ist ein beinahe kontinuierlicher Kontakt zur Aue gegeben, welche zudem wegen der zahlreichen Quellaustritte stellenweise fast ganzjährig vernässt ist. Das Einzugsgebiet des Riedgrabens (rechtes Foto) befindet sich südlich des Hauptkammes des Rothaargebirges und entwässert in die Eder. Der beprobte Abschnitt befindet sich in einem breiten Tal, welches vornehmlich extensiv als Grün- bzw. Weideland genutzt wird und dessen Hänge weitgehend mit geschlossenem Laubwald bestanden sind. Der Gehölzbestand entlang des Gewässers umfasst einen mehrere Meter breiten Streifen und beschattet dieses nahezu vollständig. Trotz des gestreckten und vermutlich abschnittsweise begradierten Verlaufs weist der Bach aufgrund eines relativ hohen Totholzanteils große strukturelle Vielfalt in Form feiner Substrate (Psammopelal und Akal) sowie größerer Ansammlungen von CPOM und einer hohen Strömungsdiversität auf.



Abbildung 3: Beispiele für Probestellen eines sehr guten bzw. guten ökologischen Zustandes (Bewertung gemäß Voreinstufung; links: Weiße Wehe, rechts: Riedgraben).

Die in Abbildung 4 dargestellten Gewässer zeigen mehr oder weniger starke strukturelle Schädigungen und werden daher in ihrem Zustand als nur mäßig bzw. schlecht eingestuft. Die Salwey (linkes Foto) verläuft in einem lang gestreckten Sohlental, das überwiegend landwirtschaftlich genutzt wird. Ein Gehölzsaum ist nur sporadisch ausgebildet und das Gewässer daher in großen Teilen besonnt. In regelmäßigen Abständen wurden Sohlswellen eingelassen, deren Höhen von wenigen Zentimetern bis hin zu einem halben Meter reichen. Die Ufer sind entweder durch Wasserbausteine befestigt oder aufgrund einer bis zu einem Meter mächtigen Auelehm-schicht einer natürlichen Dynamik entzogen. Das rechte Foto zeigt den Nahmer Bach, ein Nebengewässer der Lenne. Ufer und Sohle sind dauerhaft befestigt, Strukturen werden im Wesentlichen repräsentiert durch die Auflage fädiger Algen, die Strömung ist stark vereinheitlicht und erhöht und kann bis über 1 m/sec betragen. Eine Beschattung des Gewässers ist abschnittsweise in Form von Verrohrungen vorhanden.

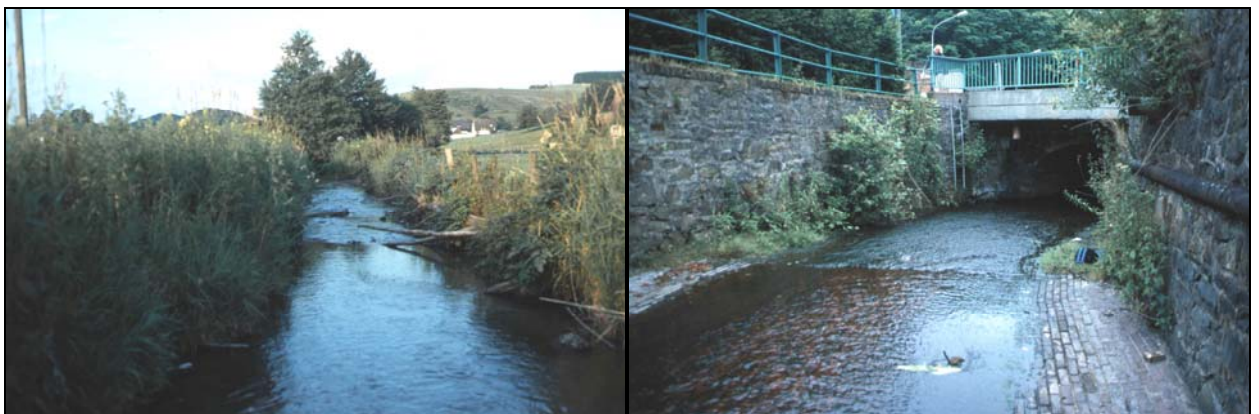


Abbildung 4: Beispiele für Probestellen eines mäßigen bzw. schlechten ökologischen Zustandes (Bewertung gemäß Voreinstufung; links: Salwey, rechts: Nahmer Bach).

2.3 Erhebung abiotischer Daten

2.3.1 Chemisch-physikalische Parameter

Im Rahmen der beiden Forschungsprojekte wurden parallel zu den faunistischen Aufsammlungen Wasserproben entnommen sowie chemisch-physikalische Parameter direkt vor Ort bestimmt: pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur. Nasschemisch wurden im Labor Gesamt- und Karbonathärte, Chlorid, Gesamt- und Orthophosphat sowie die Parameter der Stickstoff-Reihe (Ammonium, Nitrit und Nitrat) ermittelt, zudem die Werte des BSB₅-Gehaltes. Da sich die Thematik der Arbeit rein an strukturellen Gegebenheiten orientiert und zudem die stichprobenartige Messung genannter Parameter nur bedingt verlässliche Aussagen über etwaige Belastungen zulässt, wird dieser Aspekt im Weiteren nicht weiter berücksichtigt.

2.3.2 Daten zur Gewässermorphologie

Zur Beschreibung der morphologischen Situation der Gewässer bzw. Gewässerabschnitte wurden über 100 Strukturparameter erhoben, die in ihrer Aussagekraft Bezug nehmen zu unterschiedlichen räumlichen Betrachtungsebenen (Skalen) und unter diesem Gesichtspunkt folgendermaßen hierarchisch klassifiziert werden können:

- Parameter der obersten Ebene beschreiben den strukturellen Zustand ganzer Einzugsgebiete (z. B.: Landnutzung, Geologie, Gewässerdichte).
- Parameter der mittleren Ebene geben den strukturellen Zustand eines Gewässers jeweils 5 km ober- und unterhalb der Probestelle wieder (z. B.: Räumung von Totholz, Eintiefung, Eutrophierung, Vorhandensein von Uferdämmen oder Querbauwerken).
- Parameter der unteren Ebene ermöglichen die Indikation struktureller Defizite im unmittelbaren Bereich der Probestelle, auf einer Länge von etwa 500 Metern (z. B.: Beschattung, Uferbefestigung, Wassertiefe, Gerinneform, Räumung von Totholz).

Die Parameter der mittleren und unteren Ebenen wurden vor Ort erhoben, die übrigen Parameter anhand thematischer Karten. Einige der Parameter existieren in Abhängigkeit von der jeweiligen Betrachtungsebene in verschiedenen Ausprägungen: die Parameter »Räumung von Totholz«, »Begradigung« und »Eintiefung« werden beispielsweise sowohl für den Bereich der Probestelle wie auch für Fließstrecken der mittleren Ebene angegeben. Eine Übersicht aller erhobenen Parameter inklusive entsprechender Erläuterungen kann dem AQEM-Handbuch entnommen werden (AQEM CONSORTIUM, 2002).

2.4 Erhebung biozönotischer Daten

In den Projekten lag das Hauptaugenmerk auf dem Makrozoobenthos, welches mittels einer in AQEM entwickelten, standardisierten Methodik den Gewässern entnommen wurde. Sinn und Zweck einer solchen Methode ist es, trotz diverser Einfluss- oder Störgrößen (z. B.: Ort, Zeit, Bearbeiter) auf eine möglichst einheitliche Art und Weise zu untereinander vergleichbaren Ergebnissen zu gelangen. Eine Standardisierung setzt eine gemeinschaftlich akzeptierte sowie (in den meisten Fällen) schriftlich fixierte und exakte Beschreibung der Arbeitsschritte voraus (AQEM CONSORTIUM, 2002).

Die angewandte Besammlungsmethodik des *multi habitat sampling* basiert auf einem Verfahren, welches in den USA entwickelt (PLAFKIN et al., 1989; BARBOUR et al., 1998) und im Rahmen des AQEM-Projektes entsprechend seiner Zielsetzung angepasst wurde. Die Standardisierung war zunächst auf den Kreis der in den Projekten kooperierenden Institute beschränkt, soll jedoch in Kürze in einer Überarbeitung für Deutschland verbindlich werden (MEIER et al., 2005), zumindest bezüglich all derjenigen Fragestellungen, die sich aus den Forderungen der WRRL ergeben. Die zentralen Bestandteile der Methodik werden im Folgenden grob skizziert – eine ausführliche Beschreibung kann dem AQEM-Handbuch entnommen werden.

2.4.1 Probenahme

Der Begriff der Probenahme soll an dieser Stelle alle wesentlichen Geländearbeiten umfassen, von der Festlegung der Probestelle bis hin zur Konservierung der gesammelten Organismen.

Zunächst erfolgt die Festlegung des konkreten Probenahmeabschnittes, der repräsentativ sein sollte für eine längere Fließstrecke, d. h. für weiter ober- und unterhalb gelegene Gewässerabschnitte. Für Fließgewässer mit einer Einzugsgebietsgröße kleiner als 100 km² sollte eine Probestelle mindestens 20 Meter in Längsrichtung aufweisen – bei den untersuchten Gewässern wiesen diese jeweils Längen von etwa 50 Metern auf. Der nächste Schritt besteht in einer Substratabschätzung innerhalb der Probestelle, d. h., es werden die vorhandenen mineralischen und organischen Substrate mit ihrem jeweiligen relativen Flächenanteil an der gesamten Gewässersohle in Stufen von 5 % abgeschätzt. Für jeden 5 %-Schritt wird das entsprechende Substrat mit einer Teilprobe von (25 x 25) cm² besammelt, so dass insgesamt 20 dieser Teilflächen eine Gesamtprobe bilden; Substrate mit einem Flächenanteil von unter 5 % werden nicht berücksichtigt. Sammelgerät ist ein Handnetz (*shovel sampler*) mit quadratischem Querschnitt (Kantenlänge: 25 cm) und einer Maschenweite von 500 µm. Die Probe stellt demnach ein verkleinertes Abbild der Substratsituation in der Gewässersohle dar. Anschließend werden Organismen samt Substrat in Transportbehälter überführt und mit 96 %-igem Ethanol konserviert.

2.4.2 Sortierverfahren und Bestimmung

Die Weiterbehandlung einer Probe im Labor wurde in den Projekten AQEM und STAR in leicht unterschiedlicher Weise durchgeführt.

Das grundlegende Prozedere besteht darin, alle Organismen aus der Probe auszusortieren, die eine bestimmte Mindestgröße aufweisen – dazu und zur Verringerung einer eventuell vorhandenen Trübung wurde das Material zuvor über einer Siebkaskade mit Maschenweiten von 0,5 mm und 2 mm ausgespült und anschließend die Organismen aus den beiden Größenfraktionen herausgelesen: im STAR-Projekt wurden beide Fraktionen berücksichtigt, in AQEM lediglich die Grobfraction (Organismen größer als 2 mm). Die nachfolgenden Ausführungen der Kapitel 1 und 1 basieren somit diesbezüglich auf nicht komplett homogenen faunistischen Datensätzen.

Während in AQEM noch alle Organismen aussortiert werden mussten, wurde im STAR-Projekt die Methode dahingehend vereinfacht, dass nicht mehr die gesamte Probe berücksichtigt wurde, sondern lediglich 1/6 des Materials (Unterprobe), mindestens aber 700 Organismen. Zu diesem Zweck wurde ein so genannter Unterprobennehmer (*subsampler*) konstruiert, der es erlaubt, eine festgelegte Teilmenge des Materials zu entnehmen, in Einheiten von jeweils einem Dreißigstel der Menge. Aufgrund von Simulationsrechnungen hat sich gezeigt, dass mindestens 700

Individuen für stabile Metrikergebnisse nötig sind, und dass bei einer geringeren Anzahl die statistische Schwankungsbreite der Metriks ein zuvor festgelegtes Vertrauensintervall überschreitet (LORENZ et al., 2004c). Anhand des entnommenen Anteils können die Bestimmungsergebnisse anschließend auf die Gesamtprobe hochgerechnet werden. Auslösender Faktor für die Veränderung der Methode war der Kostendruck, der sich bei einer breiten praktischen Anwendung ergeben würde. Das neue Verfahren liefert somit vergleichbare Ergebnisse bei einer gleichzeitig geringeren Inanspruchnahme von Zeit.

Während des Sortierverfahrens wurden die Individuen auf die verschiedenen Stämme bzw. Ordnungen aufgeteilt, die jeweils von unterschiedlichen Bearbeitern bestimmt wurden. Von mir wurden die Gruppen der Ephemeroptera, Odonata und Heteroptera bearbeitet. Die Daten wurden in eine projektinterne Datenbank eingespeist und anschließend ausgewertet. Alle biozönotischen Angaben sind in der Form »Individuen pro Quadratmeter« angegeben; Angaben zur benutzten Bestimmungsliteratur können dem AQEM-Handbuch entnommen werden (AQEM CONSORTIUM, 2002).

2.5 Auswertungssoftware

2.5.1 Metrische Berechnungen

Grundlegende Berechnungen

Die Berechnung der ökologischen Kenngrößen (Metriks) wurde mit der im AQEM-Projekt entwickelten Software »AQEM river assessment program« in der Version 2.3.4 (Firma ALTERRA) durchgeführt; sie wird kostenfrei auf der Homepage www.aqem.de zur Verfügung gestellt. Eingangsdaten waren Angaben zur Abundanz der gefundenen Taxa (Individuen pro Quadratmeter). Die weitere Bearbeitung der ausgegebenen Metrikergebnisse erfolgte mit MS Excel.

Korrelationsberechnungen sowie sämtliche grafischen Darstellungen (z. B.: Scatterplots, Box-Whisker-Plots) wurden mit der Software STATISTICA in der Version 6.1 (Firma StatSoft) durchgeführt. Die Korrelationsanalysen erfolgten in der Regel auf der Grundlage von Spearman-Rangkorrelationen. In Ausnahmefällen wurde auf die Routine nach Pearson zurückgegriffen – dies betrifft insbesondere die Kapitel 0 bis 0 (ab Seite 85); eine Begründung für dieses Vorgehen wird in den jeweiligen Kapiteln gegeben.

Analyse von Indikatorarten

Zur Indizierung typischer Arten von zuvor klassifizierten Gruppen von Probestellen wurde die Software PC ORD in der Version 4.26 (Firma MjM Software) verwendet. Die darin enthaltene Berechnungsroutine »indicator species analysis« erlaubt es, Indikatorarten auf der Grundlage einer den Probestellen zugewiesenen Gruppenvariable auszuweisen. Die Stärke des Zusammenhangs zwischen Indikatorart und Gruppe wird durch einen Indexwert zwischen 0 und 100 ausgedrückt, dem so genannten *indicator value*, der aus den Größen Stetigkeit eines Taxons innerhalb der einzelnen Gruppen sowie dessen mittlerer gruppenspezifischer Individuendichte ermittelt wird. Die Berechnung erfolgt individuell und getrennt für jedes Taxon, d. h., das zusätzliche Vorhandensein eines Taxons hat keinen Einfluss auf die Berechnung der Indikatorwerte der übrigen Taxa. Je größer ein Indikatorwert ausfällt, desto stärker ist ein Taxon Indikator für die betreffende Gruppe. Eingangsgrößen waren flächenbezogene Abundanzen (Individuen pro Quadratmeter).

Multiple Regressionsanalyse

Zur besseren Verständlichkeit wird das Analyseprinzip zunächst in der einfachen Version erläutert und anschließend die tatsächlich durchgeführte, schrittweise Version beschrieben.

a) einfache multiple Regression

Die Berechnungen linearer multipler Regressionen wurden ebenfalls mit der Software STATISTICA durchgeführt.

Ziel einer solchen Methode ist es, den Zusammenhang zwischen, im vorliegenden Fall, einer abhängigen Variable (hier: Bewertungsindex) und mehreren unabhängigen Variablen (hier: Strukturparameter, Nutzungsvariablen, naturraumbezogene Parameter) zu ermitteln; dabei werden ausschließlich lineare Funktionen zugrunde gelegt. Das abschließende Ergebnis kann durch eine mathematische Formel ausgedrückt werden, welche einen direkten Zusammenhang zwischen den eingespeisten Variablen herstellt:

$$y = a_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_3 x_3 + \dots \text{ (mit } y \text{ als abhängiger Größe und } x_i \text{ als unabhängigen Größen).}$$

Eine inhaltlich-kausale Beziehung zwischen unabhängigen und abhängigen Variablen wird durch die Analyse jedoch nicht nachgewiesen. Für die Auswertung wurden einige der von der Software bereitgestellten Kenngrößen verwendet, deren Bedeutung im Folgenden erläutert werden:

- *intercept*: Diese Konstante gibt den Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der Ordinate an (Variable a_0 in obiger Gleichung).
- *b value*: Der Regressionskoeffizient b wird für jede der unabhängigen Variablen berechnet und stellt den jeweiligen Koeffizienten einer Variable in der sich ergebenden Formel dar (Variablen b_i in obiger Gleichung).
- *beta value*: Er wird als standardisierter Regressionskoeffizient bezeichnet und erlaubt den Vergleich der relativen Beiträge der unabhängigen Variablen zum berechneten Wert der abhängigen Größe. So trüge beispielsweise eine Größenvariable A mit einem *beta value* von 0,8 doppelt soviel zur Erklärung der Varianz des Ergebnisses einer abhängigen Größe bei wie eine Größenvariable B mit einem *beta value* von 0,4.
- *partial correlation*: Der partielle Korrelationskoeffizient drückt die Korrelation zwischen der jeweiligen unabhängigen Variable und der abhängigen Variable nach der Herausrechnung aller anderen unabhängigen Variablen aus.

In der Beschreibung der Methode wird empfohlen, die in die Analyse eingehenden Variablen zahlenmäßig so zu beschränken, dass die Anzahl an Messwerten (hier: Probestellen) etwa 10- bis 20-mal so hoch sein sollte wie die Anzahl an Variablen; anderenfalls bestünde laut Software-Handbuch die Gefahr einer instabilen Regression mit nicht reproduzierbaren Ergebnissen.

Vom Prinzip her lässt sich die Berechnungsroutine mit der Vorgehensweise einer Fourieranalyse vergleichen, wie sie in der Physik zur Berechnung bzw. Zerlegung komplexer Schwingungen verwandt wird (ein Beispiel wäre die Zerlegung von Tönen): es wird zunächst die Grundschwingung bestimmt – dies kann eine Sinusschwingung sein –, um anschließend die verbleibenden Abweichungen zwischen Grundschwingung und zu zerlegendem Ton über eine höherfrequente erste Oberschwingung zu beschreiben. Grund- und Oberschwingung werden daraufhin addiert. Die nach wie vor verbleibenden, nun kleineren Abweichungen zum Originalton werden durch eine zweite Oberschwingung ausgedrückt usw. Die Vorgehensweise bei der Berechnung einer multiplen Regression kann in ähnlicher Weise veranschaulicht werden: die Ober- und Unterschwingungen werden dabei durch die abiotischen Variablen vertreten, von denen eine Variable zunächst festgehalten und der mathematische Zusammenhang zur abhängigen Größe mittels einfacher Regression berechnet wird; die verbleibenden Abweichungen werden

anschließend nach und nach durch Variation der Koeffizienten der übrigen Variablen erklärt. Durch zyklisches Vertauschen der Variablen kann diejenige Reihenfolge ermittelt werden, bei der die verbleibenden »Restfehler« am kleinsten werden.

b) schrittweise multiple Regression

Für den Fall, dass deutlich mehr Variablen vorliegen, als es die Anzahl vorhandener Probestellen ermöglicht, bietet sich eine Form multipler Regression an, die schrittweise ausgeführt wird. Dazu muss zunächst die Vielzahl an Variablen hinsichtlich ihrer Eignung sortiert werden, beispielsweise über Einfachregressionen mit der abhängigen Größe. Daran anschließend wird die multiple Regression zunächst mit den beiden Variablen durchgeführt, die die höchsten Korrelationskoeffizienten aufweisen und sukzessive solange weitere Variablen hinzugenommen, bis die Regression instabil wird und keine signifikanten Ergebnisse mehr liefert; die letzte signifikante Regression liefert das gewünschte Modell. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass keine hoch miteinander korrelierenden Variablen verwendet werden.

Nichtlineare Abschätzung

Multiple Regressionen setzen stets lineare Beziehungen zwischen unabhängiger und abhängiger Variable voraus. In vielen Fällen mag dies auch zutreffen, nicht immer jedoch geht die Art der Beziehung eindeutig aus dem zugehörigen *scatterplot* hervor, in manchen Fällen bestehen schon augenscheinlich nichtlineare Beziehungen. Die Methode der »Nonlinear Estimation« bietet die Möglichkeit, Variablen auf unterschiedliche Zusammenhänge hin zu testen, sowohl in der Form einfacher wie auch multipler Regressionen. Die verwandte Software STATISTIKA benötigt dabei die manuelle Eingabe des vermuteten Zusammenhanges, die automatische Ermittlung der am besten geeigneten Gleichung ist nicht möglich. Die Regressionen wurden auf Grundlage der kleinsten Abstandsquadrate gerechnet, als *estimation method* wurde die standardmäßig voreingestellte Option »Levenberg-Marquardt« gewählt, die Anzahl an Iterationen betrug 50, die Startwerte der Koeffizienten wurden jeweils auf 0,1 gesetzt.

Eigenvalidierung

Eine Validierung neu entwickelter Systeme oder Modelle erfolgt in der Regel anhand von Datensätzen, die bei der Erstellung selbst nicht verwendet wurden (so genannte Fremddatensätze). Für den Fall, dass keine Fremddaten zur Verfügung stehen und die Herleitung eines Modells nicht zu aufwändig ist, existiert ein spezielles Verfahren, mit dem es möglich ist, die vorhandenen Daten zur Modellentwicklung und zugleich für eine Validierung zu benutzen. Dazu wird die Berechnung des Modells (hier: multiple Regression, Kapitel 0) n-mal auf der Grundlage von n-1 Datensätzen durchgeführt (n = Gesamtzahl an Datensätzen), wobei bei jedem Durchlauf sukzessive einer der Datensätze unberücksichtigt bleibt. Man erhält somit eine n-fache Anzahl einander ähnlicher Modellversionen (hier Teilmodelle genannt), die mit demjenigen Datensatz validiert werden können, der für die jeweilige Teilanalyse nicht verwandt wurde; folglich werden sukzessive alle Datensätze zur Validierung herangezogen. Ein weiterer Vorteil dieses Prozedere ist die Möglichkeit, das Modell auf seine Stabilität hin zu testen, beispielsweise mittels der Standardabweichung der Kenngrößen aller Teilmodelle.

2.5.2 Multivariate Berechnungen

In der Fachliteratur wird bei der Beschreibung dieser Thematik häufig zwischen Ordination und Klassifikation unterschieden, wobei multivariate Analysen einen speziellen Typ von Ordination darstellen. Während das Anwendungsfeld einer Klassifikation (z. B. Clusteranalyse) beim Vorhandensein diskreter, voneinander abgrenzbarer Gruppen zu suchen ist, in die die zu clusternden Messwerte (z. B. Probestellen) eingeordnet werden können und ein existierender Gradient folglich in eine Reihe von Stufen aufgelöst werden kann, liegen die Stärken der Ordination in der Berechnung kontinuierlicher Gradienten innerhalb einer Wertematrix.

Der Begriff »multivariat« bedeutet wörtlich übersetzt nichts anderes als »viele Varianzen«. Damit ist gemeint, dass multivariate Analysen es erlauben, Varianzen (im Sinne kontinuierlicher Gradienten) in einer Wertematrix zu berechnen und grafisch darzustellen, wobei durch die Erzeugung so genannter künstlicher Variablen die Vielzahl vorhandener Dimensionen im Datensatz rechnerisch reduziert werden kann. Die eigentliche Stärke multivariater Analysen liegt in den direkten Routinen (RDA, CCA), die es ermöglichen, den gleichzeitigen Einfluss mehrerer unabhängiger Variablen auf die Verteilung von, in diesem Fall, einer Vielzahl von Arten zu untersuchen; gewissermaßen stellt dies eine multiple Regressionsanalyse auf sehr viel komplexerem Niveau dar.

Alle diesbezüglichen Berechnungen wurden mit der Software CANOCO in der Version 4.5.1 (Firma Biometrix) durchgeführt.

PCA und DCA

Die beiden Typen PCA und DCA (Hauptkomponentenanalyse bzw. erzwungene Korrespondenzanalyse) sind indirekte Methoden zur Untersuchung der Varianz in einer einzelnen Wertematrix – dies kann eine Verteilung von Arten über mehrere Probestellen sein oder ein Set abiotischer Parameter.

Bei einer PCA wird, im Falle biozönotischer Daten, zunächst für jedes Taxon getrennt eine Regression der Individuenverteilung durchgeführt, einhergehend mit der Berechnung von Abstandsquadraten. In einem zweiten Schritt wird die Regression auf einer höheren Ebene in dem Sinne fortgeführt, dass die Summe der »Summe der Abstandsquadrate« für alle Taxa im Datensatz berechnet wird; durch Veränderung der Regressionen auf der unteren Ebene wird in einem iterativen Prozess versucht, die kleinste Gesamtsumme der Abstandsquadrate zu finden, so dass mit jedem weiteren Teilschritt die Analyse genauer wird. Das Ende der Regression der höheren Ebene ist erreicht, wenn sich die Kennwerte der Regression nicht mehr verändern, die Regression quasi auf sich selbst abgebildet wird (hieraus resultiert auch der Begriff des Eigenvektors). Die sich daraus ergebende Gerade stellt gleichzeitig die 1. Achse der Analyse dar, so dass der in den Daten enthaltene Hauptgradient automatisch mit der dieser Achse zusammenfällt. Alle weiteren Achsen besitzen damit geringere Erklärungsanteile an der Gesamtvarianz. Häufig tritt in der grafischen Darstellung das Problem des so genannten Bogen- oder Hufeiseneffektes auf, der sich dahingehend auswirkt, dass sich die Verteilung der Variablen (hier: Probestellen) nicht nur am Hauptgradienten orientiert, sondern zusätzlich einer überlagerten bogenförmigen Verteilung. Laut Handbuch (TER BRAAK & SMILAUER, 2002) resultiert dieser Effekt einzig aus dem Berechnungsalgorithmus und liege nicht in den Daten selbst begründet – er lässt sich mittels einer DCA herausrechnen. Bildhaft gesprochen besteht eine PCA lediglich darin, die grafisch dargestellten Daten so im Raum zu drehen, dass der Hauptgradient mit der 1. Achse und der Nebengradient mit der 2. Achse des neuen Koordinatensystems zusammenfällt (PODANI, 2000).

Neben der Eliminierung des Bogeneffektes eignet sich eine DCA dazu, die Länge des in den Daten existenten Gradienten zu ermitteln, um aufgrund des Ergebnisses zu entscheiden, ob weitergehende Analysen eher mit einem linearen Modell (kurzer Gradient = maximal 3 Längen-

einheiten) oder einem unimodalen Modell (langer Gradient = ab 4 Längeneinheiten) gerechnet werden sollten. Im vorliegenden Fall lag der Gradient im Bereich von 2,5 Längeneinheiten, so dass für direkte Analysen ein lineares Modell zugrunde gelegt werden konnte und die RDA Anwendung fand.

Als Einstellungen wurden die von der Software vorgeschlagenen Grundeinstellungen verwandt. Bei der PCA lag demnach das Hauptaugenmerk auf den *inter-species correlations*, deren *scores* durch die Standardabweichung transformiert wurden. Die Eingangsgrößen wurden, im Falle von Individuendichten, durch »log (Dichte + 1)« transformiert, im Falle von Umweltvariablen bereits vor dem Datenimport normalisiert (Division durch Maximum). Es wurden keine Gewichtungen vorgenommen. Bei der DCA wurde, zur Reduktion des Bogeneffektes, die häufig verwandte Methode der Segmentierung verwendet.

Als Gütekriterium indirekter Methoden dienen im Wesentlichen die Erklärungsanteile der Achsen an der Varianz der Daten; diese werden in Prozent und für jede der Achsen separat angegeben. Sie ergeben sich aus den Eigenwerten der Achsen (*eigenvalues*) und damit aus den Längen derjenigen Vektoren, die die Hauptkomponenten der Regression darstellen.

RDA

Michael Palmer ist ein anerkannter Experte auf dem Gebiet der Ordination. Übertrüge man eine seiner Aussagen über unimodale Analysemethoden auf die entsprechenden linearen Methoden, müsste der Schluss gezogen werden, dass die RDA (Redundanzanalyse) die Hochzeit zwischen PCA und multipler Regressionsanalyse darstellt. Sie ist eine direkte Form von Gradientenanalyse und ermöglicht somit die unmittelbare Verrechnung der Verteilung biotischer Daten mit den sie möglicherweise erklärenden Umweltvariablen. Über eine gleichzeitige Darstellung der verschiedenen Datentypen lassen sich Hinweise finden, die die vorhandenen Varianzen in den biotischen Daten anhand von Gradienten innerhalb der Umweltvariablen erklären können; die Position der Probestellen in der grafischen Darstellung ergibt sich dabei überwiegend aus den Gradienten der Umweltvariablen und nicht aus der Varianz innerhalb der Taxadaten. Im Unterschied zu den indirekten Methoden werden die Achsen einer RDA stets aus einer Linearkombination der eingespeisten Umweltvariablen gebildet (Vektoraddition) und repräsentieren damit stets real vorhandene Gradienten.

Als Kenngrößen dienen die *eigenvalues* der Achsen, die die Größe der Erklärungsanteile der Umweltvariablen an den Taxadaten angeben, sowie zwei weitere Angaben, die als *species-environment correlation* und *cumulative variance of species-environment relation* bezeichnet werden. Bei der *species-environment correlation* werden zwei getrennte Ergebnisdiagramme berechnet, jeweils unter alleiniger Berücksichtigung von Taxadaten und Umweltvariablen. Die sich für die Probestellen daraus ergebenden Koordinaten (*scores*) werden miteinander korreliert, so dass ein Wert von nahe 100 % eine weitgehende Übereinstimmung in der Lage der Probestellen nach biozönotischen Daten wie auch Umweltvariablen bedeuten würde. Die Korrelation wird getrennt für jede der beiden Achsen durchgeführt, so dass diese Werte nicht additiv sind. Die Größe ist allerdings kein Maß für den gegenseitigen Erklärungsanteil beider Variablentypen. Dieser wird über die Kenngröße der *cumulative variance of species-environment relation* angegeben, wobei die Umweltvariablen die Varianz in den Taxadaten erklären (TER BRAAK & SMILAUER, 2002).

3 Entwicklung eines Bewertungssystems

3.1 Einleitung

3.1.1 Begriffsdefinition

Die im Dezember 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, den Zustand von Gewässern mittels biologischer Qualitätskomponenten zu ermitteln. Dieser Gedanke ist nicht neu: bereits seit Mitte des vorletzten Jahrhunderts sind Beziehungen zwischen dem Grad der Wasserverschmutzung und dem Vorkommen bestimmter Organismen bekannt (COHN, 1853). Letztlich waren diese Erkenntnisse Vorläufer der heutzutage weit verbreiteten Saprobienysteme zur Indizierung des Sauerstoffhaushaltes von Gewässern und damit der Bewertung des Grades ihrer organischen Belastung. Ein erstes System stellten KOLKWITZ & MARSSON (1902) bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts der zuständigen königlichen Prüfanstalt vor. In heutiger Zeit soll nun dieser Ansatz übertragen werden auf die Indizierung struktureller Beeinträchtigungen. In beiden Fällen wird das Ziel verfolgt, ein Gewässer zu bewerten.

Kern des folgenden Kapitels ist daher zunächst der Begriff des Bewertungssystems. Alle Anstrengungen, die unternommen wurden und im Folgenden beschrieben werden, zielen letztlich einzig und allein auf dieses eine Wort ab – von daher soll zunächst die Bedeutung dieses Begriffes anhand seiner beiden Komponenten verdeutlicht werden.

a) Bewertung: Allgemein wird unter Bewertung die Beimessung eines individuellen Wertes zu einem Gegenstand oder zu einer Leistung verstanden, so z. B. die geldmäßige Bezifferung von Vermögenswerten oder die Beurteilung von Schülerleistungen mittels Notenvergabe. Angewendet auf den biologisch-ökologischen Bereich bedeutet Bewertung im Allgemeinen die Einschätzung der Qualität von Populationen, Lebensgemeinschaften ausgewählter Arten oder ganzer Ökosysteme. Der zunächst abstrakte Begriff der Qualität ist dabei übergeordnet zu verstehen, unter den verschiedene Ausprägungen einer Bewertung fallen können, wie beispielsweise die Leistungsfähigkeit eines Biotops mit dem Ziel der Rohstoffgewinnung, das Regenerationsvermögen bestimmter Arten, das Vermögen von Pflanzen, Schadstoffe zu binden oder die Naturnähe von Biotopen.

b) System: Ein System bezeichnet die Gesamtheit von Objekten, die sich in einem Zusammenhang befinden und gegenüber ihrer Umgebung abgrenzbar sind. Systeme setzen somit immer einen modularen Aufbau voraus und bestehen daher aus verschiedenen Kompartimenten, welche aufgrund ihrer Kopplung oder in ihrer Interaktion mittels einer integrierenden Wirkung das gesamte System bilden.

c) Bewertungssysteme biologischer Ausrichtung basieren somit auf einzelnen untergeordneten Objekten, die in ihrer Gesamtheit integrierende Aussagen über die Qualität des betrachteten Lebensraumes zulassen; dies können verschiedene Module der Bewertung sein, die gekoppelt und zu einer Gesamtaussage zusammengeführt werden (wie im vorliegenden Fall), oder verschiedene Indikatorarten, die einzeln betrachtet keine Aussage über den Lebensraum in seiner Gesamtheit zulassen, wohl aber in ihrer summarischen Berücksichtigung (z. B.: Saprobien-system). Im weiteren Verlauf der vorliegenden Arbeit soll der Begriff des Bewertungssystems verstanden werden im Hinblick auf die ökologische Bewertung von Fließgewässern unter dem Aspekt anthropogener Veränderungen in der Gewässermorphologie mittels des Makrozoobenthos.

3.1.2 Anlass und Zielsetzung

In Deutschland existieren in den einzelnen Bundesländern bereits seit einigen Jahren verschiedene, einander ähnliche Systeme zur Bewertung der strukturellen Degradation von Fließgewässern (u. a.: LAWA, 2001), die unter dem Begriff der Struktur(güte)kartierung bekannt sind. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, weshalb der Aufwand betrieben wird, ein neuartiges System zu entwickeln, das zudem in der praktischen Anwendung zeitlich wie finanziell einen höheren Aufwand nach sich ziehen wird. Drei Argumente sprechen für eine solche Neuausrichtung:

(1) Mit der im Dezember 2000 auf der Ebene europäischer Gesetzgebung in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie regelt die Gemeinschaft den zukünftigen Umgang mit allen Oberflächengewässern und dem Grundwasser. Eine darin enthaltene Kernaussage besagt, dass sich eine ökologische Bewertung vornehmlich auf biologische Daten zu stützen hat und diese in Zweifels- oder Ausnahmefällen nur ergänzend durch weitere Untersuchungen (z. B. chemische Parameter) unterstützt darf.

(2) Neben dem rein formalen, legislativen Argument existieren auch fachliche Gründe, bei bestimmten Fragestellungen die Organismen selbst »zu Wort kommen zu lassen«. Jede Strukturkartierung bringt es mit sich, dass die zu bewertenden Strukturen stets durch die Brille des Kartierers betrachtet werden und damit eine anthropogene Grundprägung aufweisen. Dabei gibt es keinesfalls in jedem Fall sichere Erkenntnisse darüber, ob die in der Kartiervorschrift abgefragten abiotischen Parameter in der Form, wie sie in die Bewertung einfließen, in ursächlichem Zusammenhang stehen mit dem Ausfall sensibler Taxa oder dem massenhaften Auftreten von Ubiquisten. Eine taxabasierte Bewertung hingegen böte den Vorteil, durch den Vergleich mit naturnahen Gewässerabschnitten über das Maß der Abweichung von der Referenz das Ausmaß der strukturellen Schädigung zu beurteilen. Da unterschiedliche Gewässertypen ihnen eigene Referenzzönosen beheimaten, findet auf diese Weise zugleich eine Typspezifität Eingang in die Beurteilung, die eine objektivere Bewertung des Zustandes eines Gewässers gestattet, da die individuellen Eigenarten eines Gewässertyps über dessen Referenz in die Berechnung eingehen.

(3) Neben der anthropogenen Sichtweise beinhaltet die Strukturkartierung immer ein gewisses Maß an Subjektivität des Kartierers, welche bereits in der Vorschrift dadurch angelegt ist, dass der Kartierer im Rahmen der funktionalen Einheiten nach eigenem Ermessen Wertzahlen zu vergeben hat. Behördliche Nachkontrollen einzelner Kartierungsergebnisse haben gezeigt, dass die resultierenden Bewertungen sich in nicht wenigen Fällen kaum verifizieren ließen (mdl. Mitt.). Daraus kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass sich trotz einer standardisierten Vorgehensweise nicht immer objektive oder reproduzierbare Ergebnisse ermitteln lassen. Auch die Besammlung des Makrozoobenthos birgt Fehlerquellen (Subjektivität des Probenehmers, zufällige Unterschiede in der Verteilung der Organismen), doch zeigt u. a. die lange Erfahrung mit Systemen zur Bestimmung der Saprobie, dass sich diese Unterschiede durch die integrative Aussage sehr vieler berücksichtigter Arten zumindest teilweise aufheben.

3.1.3 Wasserrahmenrichtlinie

Eines der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist die nachhaltige Verbesserung des ökologischen Zustandes der verschiedenen Kategorien von Wasserkörpern (z. B. Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer), wobei nicht nur die aquatischen Ökosysteme im Blickpunkt stehen, sondern laut Artikel 1 (WRRL) auch die »direkt von ihnen abhängenden Land-ökosysteme und Feuchtgebiete«, somit also u. a. die bach- und flussbegleitenden Auen.

Zu diesem Zweck muss zunächst der Ist-Zustand eines aquatischen Ökosystems ermittelt werden und, bei Vorliegen eines Handlungsbedarfs und nach den erfolgten Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes, eine entsprechende Effizienzkontrolle. Im Regelfall soll die dafür erforderliche ökologische Bewertung einzig durch organismische Gruppen erreicht werden: Makrophyten, Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Fische. Auf welchem Wege die Umsetzung erfolgen soll, ausgehend von den Organismen bis hin zu einer bewertenden Ziffer, wird im Text der Richtlinie teilweise vorgegeben: so soll eine Bewertung stets mittels eines Vergleichs zur ungestörten Referenzsituation vorgenommen werden; im Detail werden ökologische Kenngrößen genannt, für die entsprechende Referenzwerte von natürlichen Gewässern, im Sinne einer bezifferten Naturnähe, ermittelt werden müssten. Ein Vergleich kann im Idealfall geleistet werden durch einen Quotienten aus der jeweiligen Kenngrößen und dem entsprechenden Referenzwert ($EQR = \text{ecological quality ratio}$). Abschließend soll die Bewertung anhand von fünf ökologischen Qualitätsklassen vorgenommen werden, zudem werden speziell für das Makrozoobenthos Begriffe genannt, die in eine anhand dieser Gruppe vorgenommenen Bewertung einfließen sollten (Anhang IV WRRL, Abschnitt 1.2.1):

- taxonomische Zusammensetzung und Abundanz,
- Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa und
- Grad der Vielfalt.

3.1.4 Begründung für Revision

In den Jahren 2000 bis 2003 wurden im Rahmen zweier Forschungsprojekte (AQEM³ und UBA⁴) bereits Bewertungssysteme entwickelt, die mittels Makrozoobenthos u. a. für den Fließgewässertyp 5 so genannte *core metrics* zur Ermittlung des ökologischen Zustandes bereitstellten. Worin bestand nun die Notwendigkeit, im Folgejahr zusätzlich ein weiteres Bewertungssystem zu erstellen?

Prinzipiell kann ein solches System immer nur so gut sein, wie es die Erfahrung derjenigen zulässt, die für dessen Entwicklung verantwortlich sind. Erfahrung wächst mit den Jahren, die für ein konkretes Themengebiet aufgewendet werden. Nach der Bearbeitung typologischer Ansätze in den Jahren 1996 bis 2000 war die Ausrichtung in der Arbeitsgruppe auf Bewertungssysteme eine inhaltlich aufbauende Fortführung der Forschungsarbeiten. Es war allerdings auch der erste Kontakt mit einem solch stark praxisorientierten Arbeitsfeld. Daraus resultierten zwar keine Fehler, jedoch können an verschiedenen Stellen Optionen zur Verbesserung des Systems aufgedeckt werden. Diese Verbesserungen beziehen sich sowohl auf inhaltliche wie formale Aspekte – Letzteres umfasst beispielsweise eine klarere Transparenz bei der Herleitung und somit auch eine bessere Möglichkeit des Reproduzierens; dabei wurde versucht, der Erstellung eines Bewertungssystems eine gewisse Standardisierung zu verleihen. Im Einzelnen wurden folgende Verbesserungen angestrebt, aufbauend auf dem Prinzip des AQEM-Systems, an dessen Entwicklung ich ebenfalls maßgeblich beteiligt war:

- Das AQEM-System wurde erstellt auf der Grundlage zweier Datenquellen unterschiedlicher Bearbeiter, die sich im Nachhinein als nicht derart homogen herausstellten, wie es gewünscht gewesen wäre. Das neue System stützt sich auf einander vergleichbarere Datensätze aus den Projekten AQEM und STAR.

³ The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates

⁴ Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben (Endbericht verfügbar unter www.fliessgewaesserbewertung.de)

- Es wurde kein konsequenter Bezug genommen zu den in der WRRL angeführten Kriterien (Zusammensetzung/Abundanz, Toleranz, Vielfalt). Von diesen später im UBA-Projekt eingeführten Metrikgruppen waren im AQEM-System nicht alle durch Metriks abgedeckt.
- Die Auswahl geeigneter Metriks erfolgte primär anhand von Box-Whisker-Plots und auf der Grundlage von zuvor berechneten diskreten Zustandsklassen. Diese Vorgehensweise sollte ersetzt werden durch Korrelationsberechnungen zwischen den Metriks und einem kontinuierlichen Strukturgradienten.
- Der im AQEM-System enthaltende Metrik BMWP (*british monitoring working party*) hat eine teilweise saprobiell geprägte Aussage und sollte daher zur Indizierung struktureller Belange nicht weiter verwendet werden.
- Den einzelnen Metriks wurden mittels manuell und individuell vergebener Grenzwerte ökologische Zustandsklassen zugewiesen. Anstelle dessen sollte nun ein dem UBA-Projekt entsprechendes Vorgehen erfolgen, das vorsieht, die Metriks zunächst über Ankerpunkte zu normieren, die anhand von Perzentilen ermittelt wurden. Eine Zuordnung von Zustandsklassen kann daraufhin einheitlich für alle Metriks anhand der normierten Skala erfolgen.
- Bei der Verrechnung der Metriks zum Gesamtindex wurde einer der Metriks (Deutscher Faunaindex) mit einer Gewichtung von 50 % versehen. Dieser Metrik wurde erstmals anhand derjenigen Daten erstellt, die auch für die Erstellung des Bewertungssystems benutzt wurden – ein klassischer Zirkelschluss. Im vorliegenden Fall wurden zusätzlich zu den AQEM-Daten so genannte Fremddaten aus dem STAR-Projekt herangezogen, die bei der Entwicklung des Faunaindexes in keiner Weise beteiligt waren. Zudem sollte besagter Metrik gleichwertig zu den übrigen Metriks behandelt werden.
- Ausgehend vom berechneten Gesamtindex erfolgte die Zuweisung von Zustandsklassen ungleichmäßig. Der Index reichte von 1 (sehr guter Zustand) bis 5 (schlechter Zustand), die Grenzen zwischen den Zustandsklassen wurden bei den Werten {1,5; 2,5; 3,5; 4,5} eingezogen. Dies bedeutet, dass die beste und schlechteste Klasse jeweils nur ein halb so großes Intervall abdecken wie alle übrigen Klassen, was in dieser Art jedoch nicht beabsichtigt war.

Die dem UBA-System anhaftenden Nachteile können wie folgt beschrieben werden, wobei zugleich angemerkt werden muss, dass diese überwiegend aus dem beschränkten Zeitrahmen des Projektes resultieren:

- Die Arbeiten basierten – aufgrund des breit angelegten Bezuges zu allen deutschen Gewässertypen – auf einer sehr heterogenen Datengrundlage.
- Es wurden Zugeständnisse an die Trennschärfe des Systems dahingehend gemacht, dass es Kompromisse gab mit dem Ziel einheitlicher Metriksets bei einander ähnlichen Gewässertypen, so dass nicht immer die am besten geeigneten Metriks ausgewählt werden konnten.
- Das Testen verschiedener Metrikalternativen wurde auf ein im vorgegebenen Zeitrahmen durchführbares Maß beschränkt: so konnte lediglich ein notwendiges Minimum unterschiedlicher Alternativen auf Plausibilität getestet werden. Das Berechnen von Metrikalternativen hat eine nicht zu unterschätzende Bedeutung, da Metriks häufig interagieren, die auf den ersten Blick weniger gut geeignet erscheinen, in ihrem Zusammenspiel jedoch ein deutlich besseres Ergebnis erzielen.
- Die Bewertung ist ausschließlich auf Frühjahrsdaten ausgelegt.

Zusammengefasst sollen mit dem neuen Ansatz die Vorteile der AQEM- und UBA-Systeme unter Vermeidung ihrer Nachteile kombiniert werden – das bedeutet konkret die Beibehaltung des konsequenten, standardisierten und transparenten Vorgehens aus dem UBA-Projekt in Verbindung mit der auf Typspezifität und Trennschärfe angelegten Herangehensweise des AQEM-Projektes. Das Vorgehen der nachfolgend im Detail beschriebenen Entwicklung des neuen Bewertungssystems gliedert sich in vier aufeinanderfolgende Teilschritte:

- Entwicklung eines Strukturindexes,
- Beschreibung geeigneter Metriks,
- Entwicklung eines Multimetrischen Indexes anhand von Metrikkombinationen,
- Plausibilitätskontrolle und Validierung des Systems anhand von Fremddaten.

3.2 Mittel zum Zweck: Der Strukturindex

3.2.1 Hintergrund

Es ist das vorrangige Ziel, Fließgewässer anhand von Organismen einzustufen – die Klassifizierung anhand abiotischer Parameter wird nicht angestrebt; dennoch wird zu Beginn der Analysen auf einen Index zurückgegriffen, der sich allein aus strukturellen Elementen zusammensetzt. Die Frage nach dem Grund hierfür lässt sich knapp mit dem Problem der fehlenden Messlatte beantworten:

Ein Bewertungssystem, welches sich ökologischer Kenngrößen bedient (Metriks), muss in ebendiesen Größen an einem anderen System geeicht werden. Ob ein Metrik an naturnahen Gewässerabschnitten seinen höchsten Wert aufweist oder aber an naturfernen Stellen ließe sich allein aus dem ökologischen Verständnis heraus ableiten. Die Aufgabenstellung geht jedoch weiter: neben dem mathematischen Vorzeichen einer potentiellen Korrelation gilt es zu entscheiden

- ob ein Metrik statt einer linearen eine unimodale Verteilung aufweist (und in diesem Fall für multimetrische Systeme nur bedingt geeignet wäre),
- ob ein Metrik einen genügend großen Gradienten aufweist, um hinreichend genau zwischen unterschiedlichen ökologischen Zuständen differenzieren zu können,
- ob die gewählten Einzelmetriks auch in der Kombination untereinander ein nachvollziehbares Gesamtergebnis ermöglichen.

Somit soll der Strukturindex ein möglichst objektives Hilfsmittel darstellen, um biozönotisch untersuchte Gewässerabschnitte strukturmorphologisch zu charakterisieren und die subjektive Auswahl der Voreinstufung anhand reproduzierbarer Zahlenwerte in einer kontinuierlichen Skala zu belegen. Er dient daher lediglich dazu, (im Sinne der Bewertung) geeignete Metriks zu identifizieren, diese mittels Ankerpunkten⁵ zu kalibrieren und letztlich den Gesamtindex auf seine Funktionalität hin zu überprüfen. Für die praktische Anwendung hat der Strukturindex keine Relevanz

Auf den ersten Blick würden sich für diesen Zweck ebenfalls die Werte der offiziellen Strukturkartierung eignen, jedoch zeigt sich bei genauerer Betrachtung, dass die in diesem Index größtenteils verwandten ordinalskalierten Angaben den an dieser Stelle benötigten, speziellen Anforderungen nicht genügen – so wurden für die notwendigen Korrelationsberechnungen nicht

⁵ Ankerpunkte werden näher beschrieben in Kapitel 0.

nur der Strukturindex, sondern auch (zur Absicherung der Ergebnisse) die ihm zugrunde liegenden Einzelparameter berücksichtigt; hierfür sind jedoch intervallskalierte Angaben notwendig. Zudem spielten bei der Entwicklung des Strukturindex u. a. diejenigen Kriterien eine Rolle, die auch bei der Auswahl der Gewässerabschnitte im Gelände maßgeblich waren (siehe Tabelle 1).

3.2.2 Vorgehensweise

Das Prozedere zur Erstellung eines Strukturindex gliedert sich in zwei Teilschritte:

- Zunächst wurden bestimmte Parameter verworfen, die sich für einen Index im Hinblick auf das Ziel der »Bewertung von Strukturen« nicht eignen.
- Auf der Grundlage der verbleibenden Parameter wurde der Strukturindex konstruiert, wobei zwei Wege beschritten worden sind: ein überwiegend konservativer Weg über arithmetische Grundrechenarten und ein Weg über ausschließlich multivariate Verfahren. Beide Wege brachten jeweils einen eigenen Index hervor, deren Plausibilität sich im direkten Vergleich mit den Zustandsklassen der Voreinstufung ergab.

Die Indexwerte beider Vorgehensweisen wurden nach deren Berechnung jeweils getrennt in Zustandsklassen struktureller Güte überführt, wobei die Vorschrift sich aus Tabelle 3 ergibt. Der Strukturindex stellt im Gegensatz zur subjektiven Voreinstufung (*pre-classification*) eine nachvollziehbare und für jedermann reproduzierbare *post-classification* dar. Die in ihm enthaltenen Parameter wurden klassifiziert nach solchen, die positive Strukturen anzeigen (Bonusparameter), und solchen zur Indikation negativer Strukturen (Malusparameter).

Tabelle 3: Vorschrift für die Zuordnung von Strukturklassen (die Angaben zur Farbe dienen der Darstellung struktureller Qualität in einigen der folgenden Abbildungen und Tabellen).

Intervall des Indexes (bzgl. Struktur, Nutzung, Bewertung)	zugeordnete Zustandsklasse	Zustandsbeschreibung	Farbe
]0,80; 1,00]	1	sehr gut	blau
]0,60; 0,80]	2	gut	grün
]0,40; 0,60]	3	befriedigend	gelb
]0,20; 0,40]	4	unbefriedigend	orange
[0,00; 0,20]	5	schlecht	rot

Vorauswahl

In den beiden Forschungsvorhaben wurden, wie erwähnt, parallel zu den biozönotischen Besammlungen an jedem Gewässerabschnitt eine größere Anzahl abiotischer Daten erhoben. Da der Index zur gezielten Indikation anthropogener Einflüsse auf lediglich strukturelle Größen herangezogen werden soll, wurden die nachfolgend aufgeführten Parametergruppen bereits im Vorfeld ausgesondert:

- chemische Parameter (z. B.: Sauerstoffgehalt, Ammonium, Phosphat), da diese lediglich stichprobenartig an jeweils zwei Terminen gemessen wurden und, auch aufgrund des Ausfalls von Messgeräten, teilweise Lücken aufweisen; zudem kann eine erhöhte Konzentration von beispielsweise Ammonium zwar die Folge struktureller Veränderungen im Gewässerumfeld sein, sie stellt an sich jedoch eine stoffliche Beein-

trächtigung dar, die mit dem zu entwickelnden Bewertungssystem nicht abgedeckt werden sollte;

- geomorphologische Parameter (z. B.: Quellentfernung, Höhenlage, Angaben zur Geologie), da naturgegebene, unveränderliche Parameter nicht das Ziel einer Bewertung anthropogener Veränderungen sein dürfen;
- Parameter, die keine Differenzierung zwischen den Probestellen erlauben, da sie an allen Stellen denselben Wert aufweisen.

Des weiteren wurden zusätzlich solche Parameter eliminiert, die allein aufgrund ihrer inhaltlichen Aussage miteinander in direkter Beziehung stehen:

- Einzelne Parameter tauchen doppelt auf, da diese in unterschiedlichen räumlichen Ebenen erhoben wurden; sie werden beispielsweise sowohl mit Bezug zur unmittelbaren Probestelle als auch zu weiter oberhalb gelegenen Gewässerstrecken angegeben; von diesen Parametern wurden lediglich diejenigen auf der lokalen Ebene der Probestelle beibehalten.
- Andere Parameter existieren ebenfalls in mehreren Ausprägungen und werden getrennt für das rechte bzw. das linke Ufer angegeben (z. B.: Anteil der Uferlinie mit Gehölzbestand, fehlende Uferbefestigung etc.); in diesen Fällen wurden die beiden Ausprägungen über Mittelwertbildung zu einem einzelnen Parameter verschmolzen.

Von den 130 erhobenen Parametern verblieben nach der Filterung 52 Parameter zur weiteren Behandlung – die Liste der Parameter sowie der erhobenen Daten sind im Anhang aufgeführt (Tabellen A.1 und A.2).

Konservative Methode

Der Begriff der konservativen Methode ist leicht missverständlich, da er zunächst auf einem multivariaten Arbeitsschritt aufbaut. Die Bezeichnung »konservativ« bezieht sich dabei auf den zentralen Vorgang zur Erstellung des eigentlichen Indexes. Die Methode wurde wie folgt durchgeführt:

Mittels einer PCA wurden zunächst diejenigen Parameter ermittelt, die in der Lage sind, den an den Probestellen vorhandenen strukturellen Gradienten am besten abzubilden. Für die Entscheidung maßgebend waren Länge des jeweiligen Vektors sowie dessen Orientierung bezüglich des Hauptgradienten. Daneben wurden zusätzlich fachlich-inhaltliche Kriterien herangezogen, die beispielsweise im Gelände Grundlage für die getroffene Voreinstufung der Probestellen gewesen waren.

Abbildung 5 veranschaulicht das Ergebnis der PCA: Zunächst fällt die stark bogenförmige Verteilung der Probestellen auf, die ein grafisches Abbild des in Kapitel 0 beschriebenen Hufeiseneffektes ist. Den Probestellen wurden, entsprechend der Voreinstufung, verschiedene Symbole zugeordnet, deren Verteilung auf einen ausgeprägten Gradienten entlang der 1. Achse hindeutet. Die guten bis sehr guten Stellen orientieren sich nach links, die Stellen mit befriedigender bis schlechter Voreinstufung nach rechts, während die als mäßig eingestufteten Stellen zwischen diesen beiden Clustern liegen, so dass sich drei klare Gruppen voneinander abgrenzen lassen. Jede dieser Gruppe wird durch eine bestimmte Anzahl an Vektoren und damit abiotischen Parametern charakterisiert. Die nach links gerichteten Vektoren lassen sich dementsprechend als Bonusparameter umschreiben, deren Werte mit steigender Qualität der Probestellen zunehmen, die nach rechts gerichteten Vektoren dagegen als Malusparameter. Die nach oben orientierten Vektoren stehen senkrecht auf dem Hauptgradienten und zeichnen die Stellen mit mäßiger Qualität aus – aus ihrer Orientierung kann geschlossen werden, dass die zugehörigen

Parameterwerte eine unimodale Verteilung zeigen, was durch die Daten bestätigt wird: die drei dargestellten Parameter beinhalten den Anteil von Weideland in der Aue sowie Eutrophierung und diffuse Einträge, allesamt Faktoren, die sowohl an besseren Stellen mit einem gewissen Waldanteil als auch an schlechteren Stellen mit höheren Anteilen versiegelter Fläche weniger stark ausgeprägt sind.

Die durch Fettdruck hervorgehobenen 11 Parameter wurden als Kandidaten für einen Strukturindex in die engere Wahl gezogen. Parameter a30_16 (Anteil Industrieflächen) wurde aufgrund des längeren Gradienten dem inhaltlich ähnlichen Parameter a30_15 (Anteil Siedlungsflächen) vorgezogen. Binäre Parameter sollten möglichst nicht zur Berechnung des Strukturindex herangezogen werden, da dieser eine kontinuierliche Skala zwischen 0 und 1 abdeckt und dies nicht zu vereinbaren wäre mit Eingangsgrößen, die lediglich zwei Zustände aufweisen; von daher sollten intervallskalierte Parameter präferiert und ordinalskalierte nur in den Fällen berücksichtigt werden, in denen keine Alternativen zur Verfügung gestanden hätten. Zudem war beabsichtigt, die Eignung der biozönotischen Metriks über Korrelationsberechnungen nicht nur zum Strukturindex sondern zusätzlich auch zu dessen Einzelparametern zu prüfen – dies wäre mit binären Parametern nicht möglich gewesen.

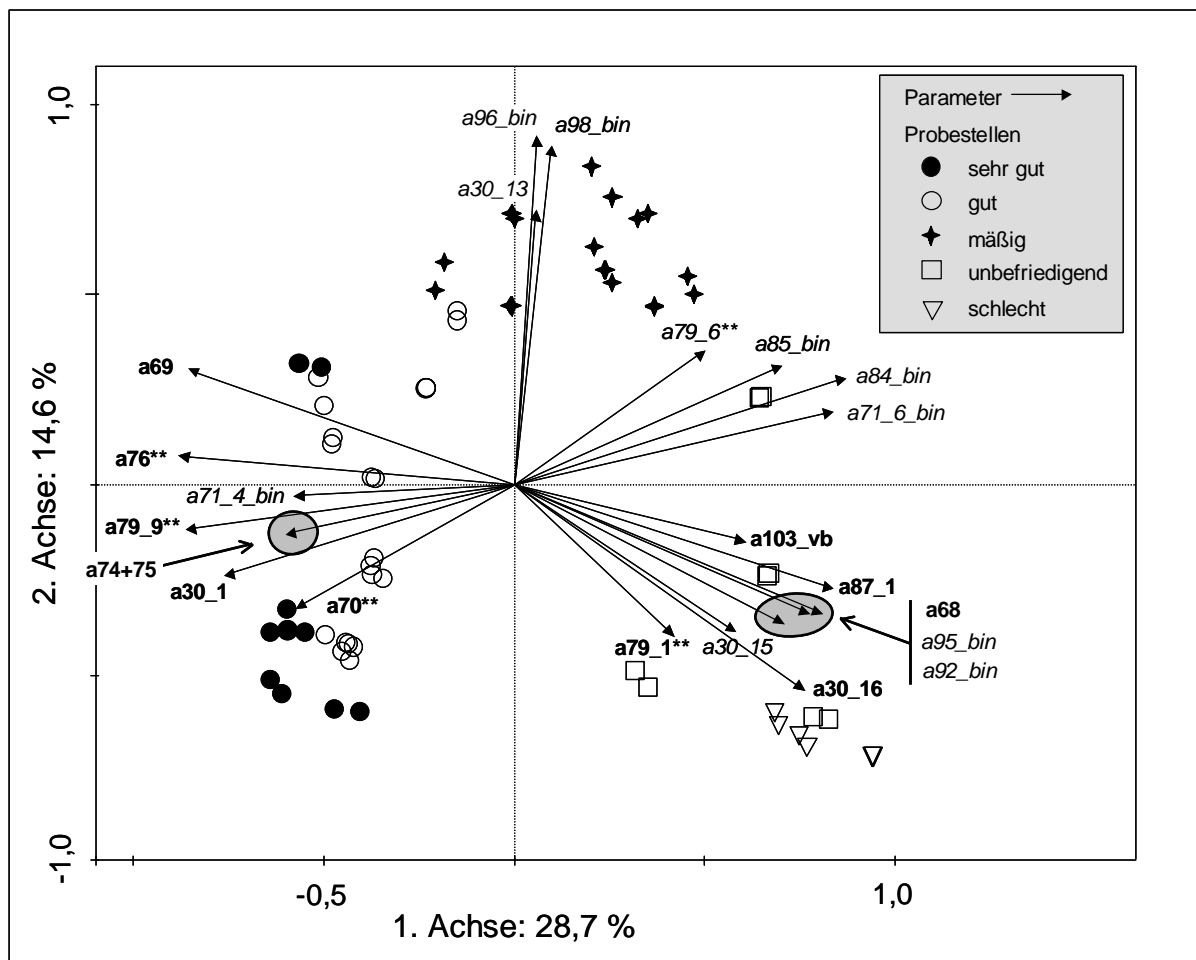


Abbildung 5: PCA der Strukturparameter (Kodierung der Parameter siehe Tabelle 5; Codes mit Suffix »**« bezeichnen Parameter, die aus einer Mittelwertbildung hervorgegangen sind; Kandidatenparameter für den Strukturindex sind durch Fettdruck hervorgehoben; die Klassifizierung der Probestellen erfolgte gemäß Tabelle 2 [Voreinstufung] und Tabelle 3 [Zuordnungsvorschrift]).

Alle ausgewählten Parameter wurden auf die Höhe ihrer Autokorrelation getestet, um Parameter mit tendenziell gleichlautender Aussage zu vermeiden (siehe Tabelle 4); eine Integration zweier hoch miteinander korrelierter Parameter käme der doppelten Gewichtung einer Aussage gleich, was vermieden werden sollte. Als Kriterium für den Ausschluss eines Parameters wurde ein Grenzwert von $R = 0,80$ festgesetzt, der in zwei Fällen überschritten wurde:

- Parameter a69 (Beschattung) und a76** (Anteil der Uferlinie mit Gehölzbestand) weisen eine starke inhaltliche Bindung auf; Parameter a69 wurde beibehalten.
- Parameter a68 und a87_1 besitzen ebenfalls eine recht ähnliche Aussage (Wassertiefe bei bordvollem Abfluss bzw. Eintiefung); in diesem Fall wurde Parameter a68 beibehalten.

Tabelle 4: Autokorrelation der auf Grundlage der PCA ausgewählten Strukturparameter (Berechnung nach Spearman-Rangkorrelationen; Korrelationskoeffizienten mit Betrag größer 0,80 sind durch Fettdruck hervorgehoben [Ausnahme: Koeffizienten der Eigenkorrelationen]; zur Kodierung der Parameter siehe Tabelle 5; Codes mit Suffix »**« bezeichnen Parameter, die aus einer Mittelwertbildung hervorgegangen sind).

	a30_1	a30_16	a68	a69	a70**	a74+75	a76**	a79_1**	a79_9**	a87_1	a103_vb
a30_1	1,00										
a30_16	-0,51	1,00									
a68	-0,57	0,72	1,00								
a69	0,73	-0,74	-0,58	1,00							
a70**	0,69	-0,57	-0,56	0,67	1,00						
a74+75	0,53	-0,45	-0,36	0,46	0,62	1,00					
a76**	0,64	-0,70	-0,56	0,81	0,79	0,63	1,00				
a79_1**	-0,31	0,61	0,42	-0,38	-0,28	-0,19	-0,38	1,00			
a79_9**	0,76	-0,58	-0,59	0,63	0,79	0,53	0,71	-0,45	1,00		
a87_1	-0,62	0,72	0,95	-0,60	-0,67	-0,44	-0,64	0,38	-0,64	1,00	
a103_vb	-0,53	0,42	0,35	-0,60	-0,52	-0,46	-0,51	0,16	-0,56	0,43	1,00

Tabelle 5: Kodierung der Parameter (Bezug zu Abbildung 5 und Tabelle 4; Codes mit Suffix »**« bezeichnen Parameter, die aus einer Mittelwertbildung hervorgegangen sind; dem Parameter a103_vb liegen folgende Substratanteile zugrunde: Megalithal bis Psammopelal sowie lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Xylal und CPOM).

Code	Beschreibung [Maßeinheit]	Code	Beschreibung [Maßeinheit]
a30_1	Landnutzung in der Aue: Laubwald [%]	a79_1**	Uferbefestigung: Beton [%]
a30_13	Landnutzung in der Aue: Weideland [%]	a79_6**	Uferbefestigung: Steine, mit Fugen [%]
a30_15	Landnutzung in der Aue: Siedlungsfläche [%]	a79_9**	Uferbefestigung: fehlend [%]
a30_16	Landnutzung in der Aue: Industriefläche [%]	a84_bin	Gewässer begradigt [ja/nein]
a68	Wassertiefe bei bordvollem Abfluss [m]	a85_bin	Totholzräumung [ja/nein]
a69	Beschattung (Laubbedeckung im Zenit) [%]	a87_1	Eintiefung [m]
a70**	mittlere Breite des Ufergehölzstreifens [m]	a92_bin	Eindeichung [ja/nein]
a71_4_bin	Laufform: geschlängelt [ja/nein]	a95_bin	punktartige Einleitung [ja/nein]
a71_6_bin	Laufform: künstlich begradigt [ja/nein]	a96_bin	diffuse Einleitung [ja/nein]
a74+75	Anzahl von Totholzstämmen & Genisten [n]	a98_bin	Eutrophierung [ja/nein]
a76**	Uferlinie mit Gehölzbestand [%]	a103_vb	Variabilität ausgewählter Substrate [-]

Aus rein fachlichen Überlegungen wurde zudem Parameter a30_1 (Anteil Laubwald) verworfen, da dessen inhaltliche Aussage starke Kongruenzen aufweist zu denen des Parameters a70** (Breite des Ufergehölzstreifens), und zudem mit Parameter a30_16 (Anteil Industrieflächen) ohnehin der Aspekt der Landnutzung in der Aue im Index enthalten sein würde. Der Gesamt-

index setzt sich somit aus 8 Parametern zusammen – je zur Hälfte solche, die sowohl positive wie negative Strukturen anzeigen (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6: Parameter zur Berechnung des Strukturindex (Codes mit Suffix »**« sind aus einer Mittelwertbildung hervorgegangen; die mit Präfix »b« versehenen Kürzel weisen Bonusparameter aus, diejenigen mit Präfix »m« Malusparameter; anstelle der Codes werden in den nachfolgenden Abbildungen und Tabellen die besser verständlichen Kürzel verwendet; Ankerpunkte: mit ihrer Hilfe können Parameter, die unterschiedliche Wertebereiche abdecken, in eine einheitliche Skala überführt werden [Normierung] – eine ausführliche Erläuterung des Begriffes wird in Kapitel 0 gegeben).

Code	Beschreibung [Maßeinheit]	Kürzel	unterer Ankerpunkt	oberer Ankerpunkt
— Bonusparameter —				
a69	Beschattung (Laubbedeckung im Zenit) [%]	b_shade	0	100
a70**	mittlere Breite des Ufergehölzstreifens [m]	b_av width	0	40
a79_9**	Anteil des Ufers ohne Befestigung [%]	b_no fix	0	100
a74+a75	Anzahl von Totholzelementen und Genisten [n]	b_logs	0	12
— Malusparameter —				
a30_16	Landnutzung in der Aue: Industriefläche [%]	m_urban	60	0
a68	Wassertiefe bei bordvollem Abfluss [m]	m_depth	2,5	0,4
a79_1**	Anteil des Ufers mit Betonverbau [%]	m_concre	100	0
a103_vb	Variabilität ausgewählter Substrate [–]	m_substr	3,0	0,9

Im weiteren Vorgehen wurden die ausgewählten Parameter über Ankerpunkte⁶ normiert und auf das einheitliche Intervall [0;1] skaliert. Die normierten, dimensionslosen Werte werden im weiteren Verlauf *scores* genannt, als Abgrenzung zu den gemessenen bzw. ermittelten Originalwerten der Parameter; als Ankerpunkte wurden die Maxima und Minima der Parameterwerte benutzt. Die Formel zur Berechnung der *scores* lautet wie folgt:

$$\text{Score} = \frac{\text{Originalwert} - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

Eine Zusammenstellung der Parameter nebst benutzter Ankerpunkte ist Tabelle 6 zu entnehmen. Die *scores* wurden anschließend über einfache Mittelwertbildung zum Strukturindex vereinigt, der damit ebenfalls innerhalb des Intervalls [0;1] liegt. Werte nahe der unteren Grenze würde Probestellen mit schlechter struktureller Ausstattung indizieren, Werte nahe der oberen Grenze solche mit sehr guten Strukturen.

Zur Validierung wurde in einem letzten Schritt erneut eine PCA berechnet, in die lediglich die 8 ausgewählten Parameter des Strukturindex einfließen. In seiner Gesamtaussage entspricht das Ergebnis demjenigen der zuerst berechneten PCA (siehe Abbildung 5). Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass die Erklärungsanteile der beiden Achsen deutlich höher ausfallen: so erklärt die 1. Achse nun 63,3 % (gegenüber 28,7 % bei der ersten PCA), der Erklärungsanteil beider Achsen beträgt 76,9 % (gegenüber 43,4 %). Dieses Ergebnis bedeutet letztlich eine Bestätigung hinsichtlich der Eignung der ausgewählten Parameter.

⁶ Ankerpunkte erhalten eine besondere Bedeutung bei der Normierung der Bewertungsmetriks; mit ihrer Hilfe können Parameter, die unterschiedliche Wertebereiche abdecken, in eine einheitliche Skala überführt werden (Normierung); eine ausführliche Erläuterung des Begriffes wird in Kapitel 0 gegeben.

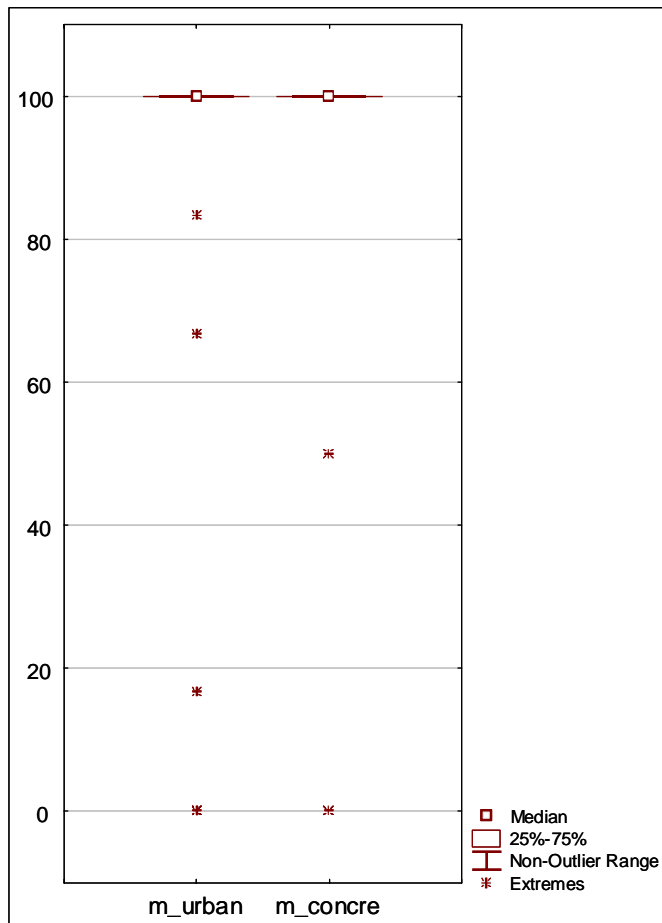


Abbildung 6: Box-Whisker-Plots der Gradienten zweier nur bedingt geeigneter Strukturparameter (*m_urban* = Prozentanteil Industrieflächen, *m_concre* = Prozentanteil der Ufer mit Betonverbau).

Die Gradienten zweier der im Strukturindex enthaltenen Parameter (Anteil an Industrieflächen und Anteil der Ufer mit Betonverbau) sind nur schwach ausgebildet und weisen Ähnlichkeiten zu denjenigen binärer Parameter auf (siehe Abbildung 6). Sie wurden dennoch zur Berechnung des Strukturindex herangezogen, da sie ein geeignetes Maß zur Charakterisierung stark anthropogen überprägter Gewässer darstellen und den Index absenken, selbst wenn an insgesamt stark überformten Abschnitten eine gewisse Beschattung oder zum Zeitpunkt der Kartierung oder nach einem Hochwasser Totholz im Gerinne vorhanden war.

Multivariate Methode

Im Gegensatz zum konservativen Ansatz wurden bei der multivariaten Methode die nach der Vorauswahl verbliebenen 52 Parameter in eine DCA eingespeist. Nach der Herausrechnung des Hufeiseneffektes lassen sich die Koordinaten der Probestellen auf der 1. Achse als objektives Maß für den strukturellen Zustand der Gewässerabschnitte heranziehen. Die Koordinaten stellen damit in sich schon einen Strukturindex dar, der anschließend über Ankerpunkte lediglich zu normieren war, so dass auch hier der Wert »1« eine sehr gute Struktur indiziert.

Der wesentliche Unterschied zur konservativen Methode besteht folglich darin, dass der Gesamtindex mittels multivariater Analyse und auf der Grundlage aller 52 Parameter ermittelt und erst im letzten Schritt einer Normierung unterzogen wurde, anstatt die ausgewählten Einzelparameter getrennt voneinander zu normieren und anschließend zum Gesamtindex zu verrechnen. Wie das Ergebnis der DCA (Abbildung 7) zeigt, lassen sich zwar keine klar voneinander abgrenzbaren Cluster erkennen (d. h. ohne die Zusatzinformation der Symbole), die Probestellen unterliegen jedoch unter Berücksichtigung der Voreinstufung einem deutlichen Gradienten, der in vier Abschnitte untergliedert werden kann: so lassen sich die ersten drei Klassen sowie die Gruppe der übrigen beiden Klassen voneinander abgrenzen. Die ersten Koordinaten der Probestellen wurden anschließend einem U-Test unterzogen, wobei sich durch Paarvergleich die Unterschiede in den Mittelwerten der Klassen mit den Voreinstufungen »sehr gut« bis »unbefriedigend« als

höchst signifikant darstellen, der Unterschied zwischen den Gruppen »unbefriedigend« und »schlecht« als signifikant (vergleiche Abbildung 8).

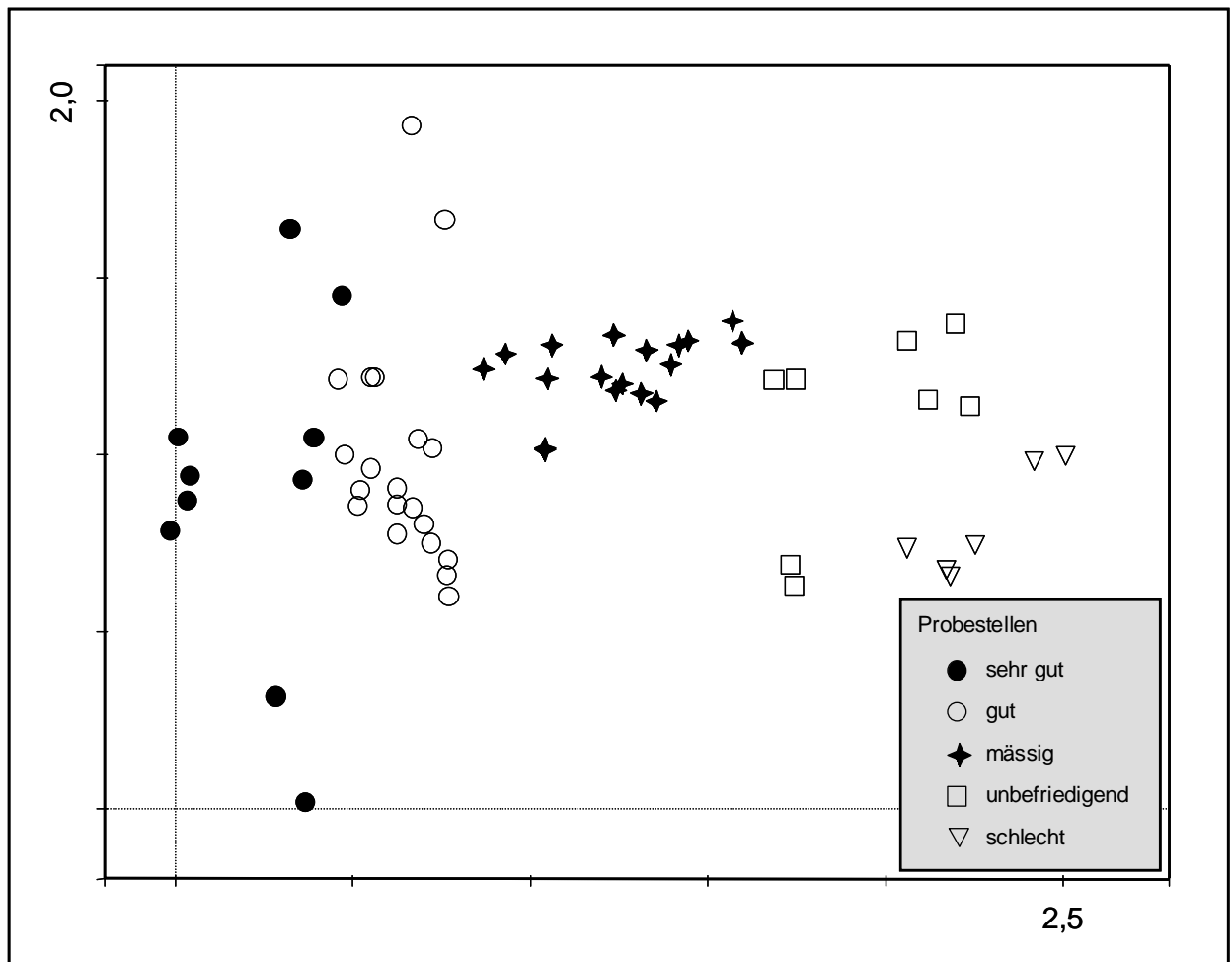


Abbildung 7: DCA auf der Grundlage von 52 ausgewählten Strukturparametern (Symbole entsprechen der Voreinstufung).

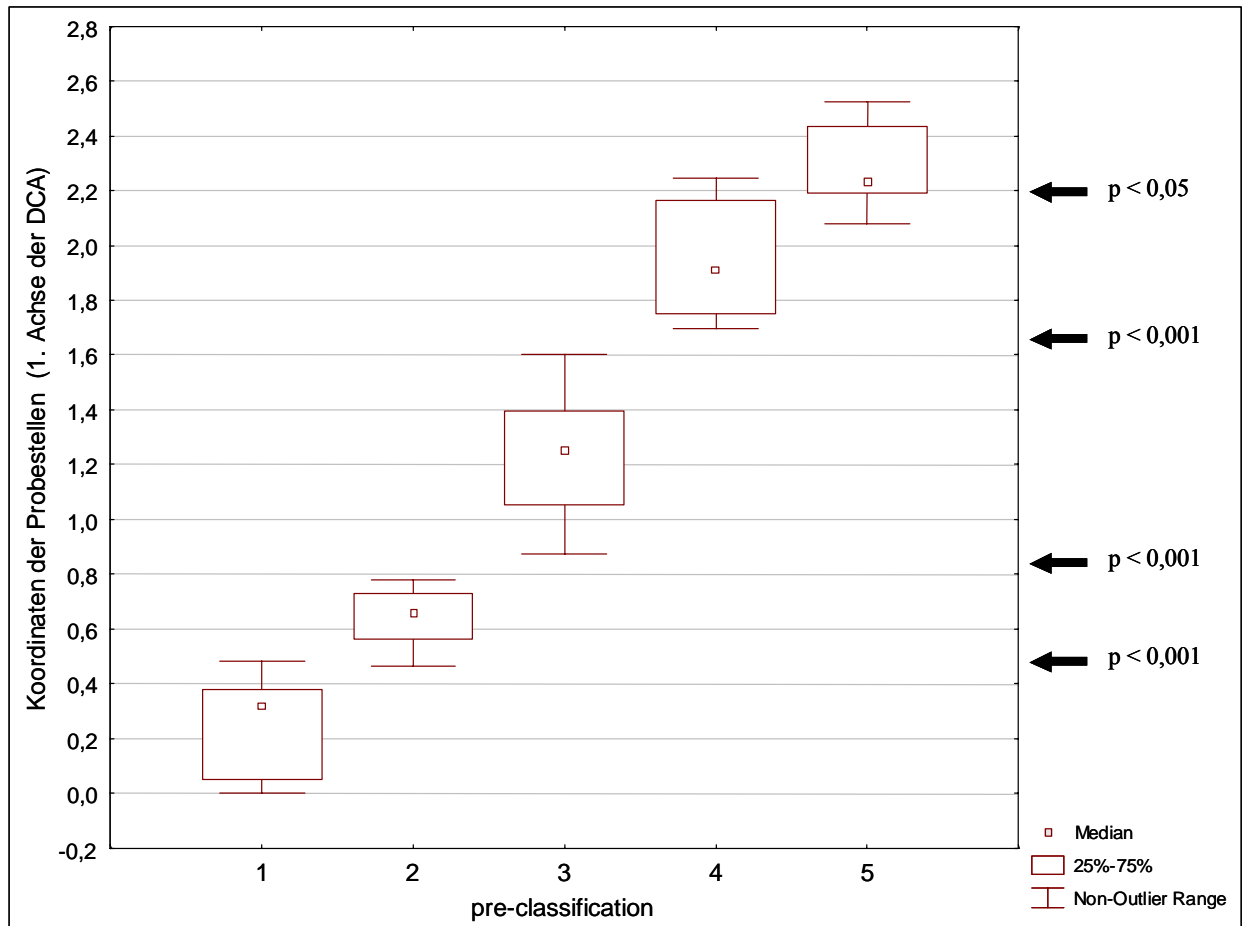


Abbildung 8: Box-Whisker-Plots der x-Koordinaten der Probestellen (Probestellen wurden gruppiert nach der Voreinstufung; die Koordinaten entstammen der DCA aus Abbildung 7; Signifikanzniveaus resultieren aus den Paarvergleichen der *site scores*).

3.2.3 Ergebnisse

Strukturindex nach konservativer Methode

Nach der in Kapitel 0 angegebenen Formel wurden die Originalwerte der Parameter mittels Ankerpunkten in *scores* des Intervalls [0;1] umgerechnet und anschließend über Mittelwertbildung zum Gesamtindex verrechnet. Die sich ergebenden Werte des Strukturindex an den einzelnen Probestellen sind der Tabelle 7, die *scores* der Bonus- und Malusparameter dem Anhang (Tabelle A.3) zu entnehmen.

Im direkten Vergleich zwischen Voreinstufung und berechneter Zustandsklasse stimmen die Werte in 46 von 62 Fällen überein (= 74 %); in 11 Fällen ergibt sich eine bessere Einstufung bezüglich der berechneten Zustandsklasse, in 5 Fällen eine schlechtere Einstufung. Vermutlich ließe sich das Ergebnis durch gezielte Veränderung von Ankerpunkten noch geringfügig verbessern (im Sinne von geringeren Abweichungen), doch da im weiteren Verlauf der Berechnung (Ermittlung geeigneter Metriks) Korrelationen lediglich mit dem Index und nicht mit den Zustandsklassen erfolgten, hätte dies für die Entwicklung des Bewertungssystems keine wirksame Relevanz.

Tabelle 7: Vergleich von Voreinstufung (*pre-classification*) und Strukturindex (*post-classification*) / konservative Berechnung (VE: Voreinstufung; Klasse: aus dem Strukturindex abgeleitete Zustandsklasse, gemäß der Umrechnungsvorschrift von Tabelle 3 [Klasse 1 = sehr guter Zustand, ..., Klasse 5 = schlechter Zustand]; Abw.: Abweichung zwischen *pre*- und *post-classification* [je nach Vorzeichen mit » + « oder » - « indiziert];).

Kürzel	VE	Strukturindex		Klasse		Abw.	
		Frühjahr	Sommer				
WWb_1	1	0,90	0,91	1	1		
WWb_2	1	0,87	0,85	1	1		
Kal_1	2	0,68	0,69	2	2		
Kal_2	2	0,85	0,85	1	1	+	+
Erk	3	0,59	0,59	3	3		
Rur	1	0,85	0,83	1	1		
PIB	2	0,69	0,67	2	2		
PrB	2	0,75	0,75	2	2		
WoB	3	0,44	0,44	3	3		
NaB	5	0,13	0,13	5	5		
Rah_1	5	0,14	0,13	5	5		
Rah_2	5	0,12	0,13	5	5		
Els	3	0,65	0,63	2	2	+	+
Vol	4	0,41	0,40	3	4	+	
Lin	2	0,84	0,84	1	1	+	+
WaB	2	0,79	0,78	2	2		

Kürzel	VE	Strukturindex		Klasse		Abw.	
		Frühjahr	Sommer				
Röh	3	0,60	0,61	3	2		+
Sal_1	3	0,60	0,59	2	3	-	
Sal_2	3	0,52	0,54	3	3		
Pal	2	0,73	0,75	2	2		
Nam	4	0,34	0,38	4	4		
Mar	3	0,57	0,56	3	3		
GoB	2	0,75	0,76	2	2		
EIB_1	1	0,75	0,77	2	2	-	-
EIB_2	1	0,78	0,79	2	2	-	-
Rie	2	0,81	0,82	1	1	+	+
TrB	3	0,53	0,55	3	3		
Laa	2	0,76	0,76	2	2		
Lah	3	0,59	0,54	3	3		
DrB_1	4	0,25	0,18	4	5	-	
DrB_2	4	0,34	0,32	4	4		

Strukturindex nach multivariater Methode

Aus Gründen der Einheitlichkeit kam bei Überführung der Indexwerte in Zustandsklassen die ebenfalls die in Tabelle 3 angegebene Vorschrift zur Anwendung und nicht die nach Abbildung 7 möglichen Grenzen in Form vertikaler Trennlinien; zudem wäre es händisch sehr schwierig gewesen, aufgrund der Anordnung der Probestellen, zwischen den Einstufungen des unbefriedigenden sowie schlechten Zustands zu differenzieren.

Tabelle 8: Vergleich von Voreinstufung (*pre-classification*) und Strukturindex (*post-classification*) / multivariate Berechnung (Erläuterungen siehe Tabelle 7).

Kürzel	VE	Strukturindex		Klasse		Abw.	
		Frühjahr	Sommer				
WWb_1	1	0,98	1,00	1	1		
WWb_2	1	0,99	0,98	1	1		
Kal_1	2	0,69	0,69	2	2		
Kal_2	2	0,79	0,81	2	1		+
Erk	3	0,50	0,49	3	3		
Rur	1	0,88	0,85	1	1		
PIB	2	0,71	0,73	2	2		
PrB	2	0,69	0,72	2	2		
WoB	3	0,36	0,37	4	4	-	-
NaB	5	0,03	0,00	5	5		
Rah_1	5	0,17	0,12	5	5		
Rah_2	5	0,12	0,09	5	5		
Els	3	0,52	0,47	3	3		
Vol	4	0,32	0,30	4	4		
Lin	2	0,77	0,78	2	2		
WaB	2	0,75	0,79	2	2		

Kürzel	VE	Strukturindex		Klasse		Abw.	
		Frühjahr	Sommer				
Röh	3	0,58	0,58	3	3		
Sal_1	3	0,47	0,44	3	3		
Sal_2	3	0,46	0,50	3	3		
Pal	2	0,71	0,72	2	2		
Nam	4	0,30	0,30	4	4		
Mar	3	0,58	0,57	3	3		
GoB	2	0,75	0,75	2	2		
EIB_1	1	0,84	0,85	1	1		
EIB_2	1	0,86	0,81	1	1		
Rie	2	0,69	0,73	2	2		
TrB	3	0,43	0,42	3	3		
Laa	2	0,81	0,78	1	2	+	
Lah	3	0,65	0,63	2	2	+	+
DrB_1	4	0,15	0,10	5	5	-	-
DrB_2	4	0,17	0,12	5	5	-	-

Die Koordinaten der 1. Achse der Probestellen wurden nach der in Kapitel 0 angegebenen Formel (über die Vergabe von Ankerpunkten) in *scores* umgerechnet. Im Unterschied jedoch zur konservativen Methode stellen diese *scores* bereits den Gesamtindex dar – die sich ergebenden Werte des Strukturindex einer jeden Probestelle sind in Tabelle 8 wiedergegeben. Beim Vergleich zwischen Zustandsklassen der Voreinstufung und des Indexes ergibt sich in 52 Fällen eine Übereinstimmung (= 84 %).

Gegenüberstellung

Beide Methoden ergeben einander ähnliche Ergebnisse bezüglich der Einordnung der Probestellen in Zustandsklassen (Abbildung 9), wobei der Ansatz nach multivariater Methode geringfügig plausiblere Ergebnisse liefert (Tabelle 8. Der Korrelationskoeffizient zwischen den Indexwerten beider Methoden liegt bei $R = 0,95$. Für die weiteren Analysen wird mit beiden Strukturindizes weitergerechnet, wobei dem Index nach multivariater Methode eine vorrangige Stellung zugeteilt wurde.

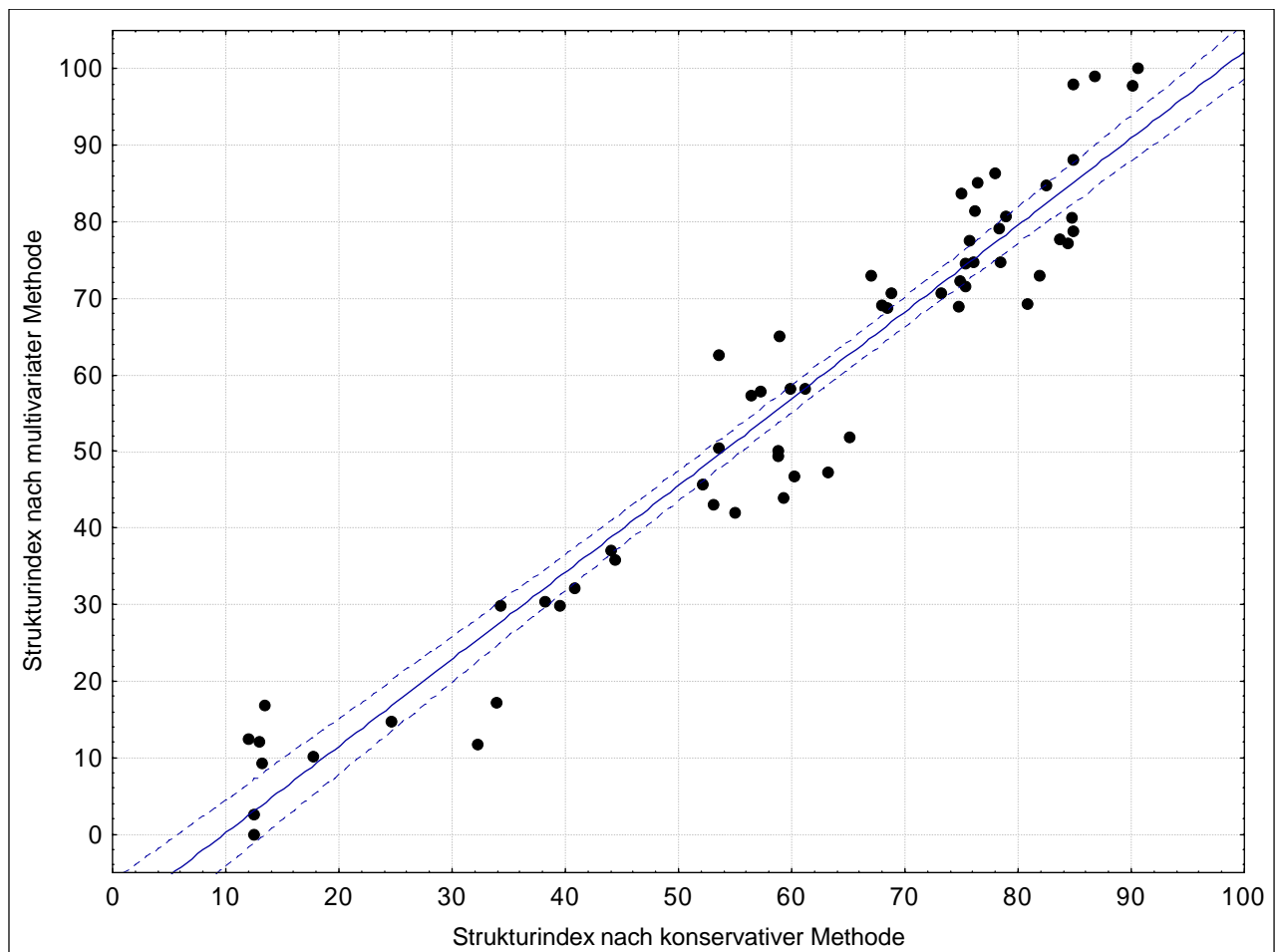


Abbildung 9: Vergleich der Strukturindizes – konservativer Ansatz gegen multivariater Ansatz (Konfidenzintervall bei 95 %; $R^2 = 91$ % [nach Spearman-Rangkorrelationen]).

3.3 Inhalt des Zwecks: Multimetrischer Index

3.3.1 Hintergrund

Die organismische Bewertung steht im Mittelpunkt der WRRL – eine dieser organismischen Gruppen wird durch das Makrozoobenthos vertreten. Zur Bewertung eines Gewässerabschnittes bedarf es daher entsprechender Untersuchungen, die es erforderlich machen, dem Gewässer Organismen zu entnehmen, ganz gleich, welche spezielle Methode zur Anwendung kommt. Das Ergebnis ist in der Regel eine mehr oder weniger lange Taxaliste, die in dieser Form für die meisten aller denkbaren Bewertungsansätze untauglich ist.

Um aus einer langen Liste taxonomischer Einheiten eine einzelne bewertende Ziffer zu extrahieren, bedarf es eines Systems, welches als Dolmetscher zwischen Ausgangspunkt und Ziel fungiert. Zur Extraktion einer solchen Information kann man sich ökologischer Kenngrößen bedienen, die es erlauben, diverse Eigenschaften der Biozönose integrierend in einer Zahl auszudrücken (entsprechend beispielsweise dem Geschäftsklimaindex, der monatlich aus einer Liste von Befragungsergebnissen die durchschnittliche Einschätzung der Unternehmen für die wirtschaftliche Zukunft der kommenden sechs Monate angibt). Die hierfür verwandten ökologischen Kenngrößen werden im Folgenden als Metriks bezeichnet und stellen summarische Maßzahlen dar, welche die Biozönose mittels weniger Zahlenwerte integrierend und übersichtlich beschreiben und somit über einen Vergleich mit geeigneten Referenzwerten einen Gewässerabschnitt aus biozönotischer Sicht bewerten können. Der Strukturindex wird dabei als Messlatte benutzt, mittels derer potentiell geeignete Metriks anhand von Korrelationsberechnungen identifiziert werden.

3.3.2 Vorgehensweise

Die Vorgehensweise zur Gewinnung von Metriks, die für eine Bewertung geeignet sind, orientiert sich in ihren zentralen Aspekten an dem Prozedere, wie es im UBA-Projekt angewendet wurde. Sie besteht im Wesentlichen aus einer Abfolge aufeinander aufbauender Teilschritte, die zum Ziel haben, aus der recht großen Anzahl vorhandener Metriks über sukzessive Filterung diejenigen herauszufinden, die nicht nur für sich alleine betrachtet einen der Degradation in der Struktur entsprechenden Gradienten aufweisen, sondern zudem in der Kombination mit anderen Metriks plausible und nachvollziehbare Ergebnisse sowie zu den zuvor entwickelten Strukturindizes als Eichgrößen ausreichend hohe Korrelationen zeigen.

Den Ausgangspunkt stellt eine Reihe von Taxalisten dar, die über ein so genanntes *taxonomical adjustment* bereinigt wurden (Kapitel 0), und von denen anschließend über eine im AQEM-Projekt entwickelte Bewertungssoftware eine Vielzahl von Metriks berechnet wurden. Entsprechend der Vorgehensweise bei der Erstellung des Strukturindexes wurden die biozönotischen Metriks zunächst einer inhaltlichen Auswahl unterzogen, mit dem Zweck, nur diejenigen rechnerisch weiter zu bearbeiten, die sich prinzipiell für eine Bewertung zentraleuropäischer Mittelgebirgsbäche eignen (erste Filterung). Im Anschluss daran wurden die verbliebenen Metriks in ihrer Zahl weiter reduziert, wobei überwiegend rechnerische Methoden angewandt wurden, z. B. Korrelationsberechnungen oder grafische Darstellungen (zweite und dritte Filterung). Die verbleibenden Kandidatenmetriks wurden schließlich in unterschiedlichen Zusammenstellungen miteinander kombiniert und einer abschließenden Filterung unterzogen. Im Folgenden werden die einzelnen Schritte samt ihrer Ergebnisse im Detail erläutert.

Taxonomical Adjustment

Der Begriff des *taxonomical adjustment* lässt sich am besten mit taxonomischer Bereinigung übersetzen; das Mittel der Bereinigung ist die Manipulation von Taxalisten, allerdings im positiven Sinne – laut Duden bedeutet manipulieren: »durch bewusste Beeinflussung in eine bestimmte Richtung lenken«. Diese Definition leitet direkt zum eigentlichen Ziel einer solchen Behandlung über:

Die ursprüngliche Idee einer taxonomischen Bereinigung war es, diejenigen Unterschiede zwischen verschiedenen Taxalisten zu eliminieren, die durch unterschiedliche Bearbeiter entstehen; allein aufgrund differierender Erfahrungen zweier Personen in der Bestimmung einer taxonomischen Gruppe kann es zu Unterschieden in den Metrikergebnissen kommen, die in diesem Fall allein auf die Bearbeiter zurückzuführen sind und nicht zwangsläufig durch Unterschiede zwischen den Biozönosen begründet sein müssen (FELD & ROLAUFFS, 2005). Selbst durch die Arbeit eines einzigen Bestimmers können Differenzen dadurch entstehen, dass dieser im Laufe der Jahre an Erfahrung gewinnt und Individuen, die er zu Beginn seiner Tätigkeit lediglich auf Gattungsniveau einstuft, zu späteren Zeiten bis zur Art bestimmen kann.

Im Zuge der vorliegenden Arbeit wurden zwei unterschiedliche Bereinigungen durchgeführt, eine so genannte weiche und eine harte Bereinigung. Erstere hat zum Ziel, die Taxalisten für die Berechnung der meisten Metriks zu präparieren, letztere dient der Berechnung speziell derjenigen Metriks, die Taxazahlen in jeglicher Form beinhalten (z. B.: Gesamttaxazahl, Taxazahl Trichoptera, Taxazahl Coleoptera etc.); da insbesondere Taxazahlen relativ stark von der Erfahrung des Bestimmers abhängen, ist in den meisten Fällen diese zusätzliche Form der Bereinigung erforderlich; zudem dient sie als Grundlage für alle weiteren multivariaten Analysen. Die Arbeiten wurden getrennt für jede Jahreszeit (Frühjahr und Sommer) durchgeführt, um saisonale Aspekte im Auftreten bestimmter Arten besser berücksichtigen zu können.

Die weiche Bereinigung beschränkte sich auf die Gattung *Gammarus*: das Taxon *Gammarus* sp. wurde anteilmäßig auf die beiden Arten *G. fossarum* und *G. pulex* aufgeteilt. Die harte Bereinigung umfasste etwa 130 Taxa und kann daher an dieser Stelle im Einzelnen nicht wiedergegeben werden. Die wichtigsten Regeln können wie folgt zusammengefasst werden:

- Fall 1 (DIE MEISTEN INDIVIDUEN EINER GATTUNG ENTALLEN AUF DAS NIVEAU »GATTUNG SP.«): Individuen der Arten werden auf das Gattungsniveau angehoben.
- Fall 2 (DIE MEISTEN INDIVIDUEN EINER GATTUNG ENTFALLEN AUF DIE ARTNIVEAUS): Individuen des Taxons „Gattung sp.“ werden auf die vorhandenen Arten anteilmäßig verteilt.
- Fall 3 (TAXA WURDEN IN BEIDEN FORSCHUNGSPROJEKTEN AUF UNTERSCHIEDLICHEM NIVEAU BESTIMMT): die Individuen werden auf das höchste gemeinsame Niveau angehoben (z. B.: Chironomidae wurden in AQEM auf Artniveau, in STAR auf Tribusniveau bestimmt; Individuen des Artniveaus wurden daher auf dem Niveau des Tribus zusammengezogen, die Artinformationen aus AQEM gingen somit verloren).
- In begründeten Ausnahmen wurde von obigen Grundregeln abgewichen (beispielsweise konnte das Taxon *Sialis* sp. nicht auf die Arten verteilt werden, da bei einigen Probestellen nur dieses übergeordnete Niveau, aber keine Artinformationen vorhanden waren).

Grundsätzlich werden Taxalisten durch eine taxonomische Bereinigung verkürzt. Das Ausmaß der Verkürzung ist abhängig von der Härte der Bereinigung. Im vorliegenden Fall wurde die Gesamttaxaliste aller Probestellen durch die weiche Bereinigung lediglich um 1 Taxon verkürzt, durch die harte Bereinigung dagegen von 397 auf 179 Taxa (bezüglich der Frühjahrsdaten) bzw. von 381 auf 194 Taxa (bezüglich der Sommerdaten). Die mittlere Taxazahl der Probestellen

sank, je nach Jahreszeit, von 58 auf 51 bzw. von 59 auf 52. Die bereinigte Taxaliste ist dem Anhang (Tabelle B.1) beigelegt

Berechnung der Metriks

Die Berechnung der Metriks erfolgte mit der Software »AQEM assessment program« (frei verfügbar unter www.aqem.de). Die Taxalisten wurden dabei jeweils zweimal berechnet, einmal in der weich bereinigten, das andere Mal in der hart bereinigten Variante; anschließend wurden die Metriklisten beider *adjustments* in einer Tabelle vereinigt.

Ausgewählte Metriks wurden nach der Berechnung einer Nachbehandlung unterzogen; dies betraf ausschließlich solche der so genannten »Funktionalen Gruppen« (Präferenzen für Biozönotische Regionen, Strömungspräferenzen, Habitatpräferenzen, Ernährungstypen und Fortbewegungstypen). Da diese Metriks von der Software lediglich auf der Basis aller Taxa (d. h. auch unter Einbezug nicht eingestufte Taxa) berechnet werden und in Einzelfällen ein hoher Prozentsatz der jeweiligen Verteilung als »no data available« eingestuft wurde, worunter die Vergleichbarkeit der Einzelergebnisse leidet, wurden diese im Nachhinein einer manuellen Veränderung unterzogen. Alle Metriks der »Funktionalen Gruppen« werden daher in der Form »scored taxa = 100 %« angegeben und beziehen sich folglich in ihren prozentualen Angaben lediglich auf solche Taxa, die eine Einstufung in der jeweiligen Gruppe aufweisen.

Filterung der Metriks

Um aus der Vielzahl der von der AQEM-Software berechneten Metriks diejenigen herauszufinden, die am besten zwischen unterschiedlichen Degradationsstufen differenzieren (sowohl für sich allein genommen als auch in der Kombination mit anderen Metriks), wurden diese sukzessiven Filterungen unterzogen, welche bezüglich bestimmter übergeordneter Aspekte aufeinander aufbauen.

- Die erste Filterung orientierte sich an rein inhaltlichen Kriterien: Welche Metriks eignen sich prinzipiell für die gesteckten Ziele? Welche Metriks haben in ihrer Aussage dagegen wenig mit den strukturellen Bedingungen im Gewässer zu tun? Es wurden keine Berechnungen für die Auswahl zugrunde gelegt, sondern diese vollzog sich eher auf der Basis der eigenen Expertenmeinung. Die daraus resultierende verkürzte Liste enthält nur noch METRIKS DER VORAUSWAHL.
- Die zweite Filterung wurde gemäß erster allgemeiner Berechnungen durchgeführt und bediente sich primär der Höhe der Korrelationskoeffizienten zum Strukturindex. Ein weiteres Kriterium war die Zugehörigkeit der Metriks zu den zuvor festgelegten Metrikgruppen. Die nun verbliebenen Kenngrößen werden als KANDIDATENMETRIKS IM WEITEREN SINNE bezeichnet.
- Die ersten beiden Schritte hatten zum Ziel, die Anzahl an Metriks soweit zu reduzieren, dass nur noch diejenigen übrig blieben, die besonderes geeignet erschienen, Bewertung zu ermöglichen. Die daran anschließende dritte Filterung bezog weitergehende Berechnungen mit ein (u. a.: Höhe von Ankerpunkten, Länge des Gradienten in den *scores* der Metriks, multivariate Analysen) – aus ihr gehen die KANDIDATENMETRIKS IM ENGEREN SINNE hervor.
- Zuletzt wurden verschiedene Kombinationen aus dem reduzierten Vorrat an Metriks berechnet. Die letztlich ausgewählte, am besten geeignete Alternative enthält mit den so genannten *core metrics* diejenigen Metriks, mit denen die Bewertung erfolgt (zur speziellen Vorgehensweise siehe Kapitel 0 und 0).

Die komplette Liste ausgeschlossener Metriks mit den dafür maßgeblichen Kriterien (u. a. Korrelationskoeffizienten) ist dem Anhang (Tabelle B.3) zu entnehmen.

a) Metriks der Vorauswahl

Von der AQEM-Software werden etwa 250 Metriks berechnet.

Im ersten Schritt wurden diejenigen Metriks ausgesondert, die für die Umsetzung des Zieles keine Relevanz besitzen bzw. aufgrund ihrer Aussage als nicht geeignet erschienen. Es sollten keine Metriks in das zu entwickelnde Bewertungssystem Eingang finden,

- die in irgendeiner Form Aussagen zu saprobieller Belastung oder Versauerung machen (z. B.: Saprobienindex, Anzahl Saprobientaxa, BMWP, ASPT, Acid Index),
- die für andere Regionen bzw. Gewässertypen entwickelt wurden und deren Anwendung in zentraleuropäischen Mittelgebirgsregionen zumindest mit Fragezeichen behaftet sind (z. B.: BMWP, DSFI, IBE, Portuguese Index, Faunaindex D01 bis D03),
- die grundsätzlich für eine Bewertung ungeeignet sind (z. B.: Streuungsmaß des deutschen SI, Gewässergüteklasse, »no data available« der Funktionalen Gruppen); im Ergebnisfenster des »AQEM river assessment program« werden diese Größen als Metriks ausgegeben.

Ein weiteres Kriterium bildete die Länge des Gradienten der Metriks:

- Diejenigen Metriks ohne einen Gradienten wurden per Augenschein ausgeschlossen (so waren beispielsweise Abundanz und Taxazahl der Porifera, Coelenterata und Polychaeta an allen Probestellen gleich Null).
- Die Gradienten aller übrigen Metriks wurden mittels Box-Whisker-Plots überprüft und bei zu geringer Streuung ebenfalls verworfen (z. B.: Anteil Hypopotamal, Anteil Argyllal, Taxazahl Crustacea, Taxazahl Heteroptera); Beispiele für Metriks mit und ohne hinreichend großen Gradienten sind in Abbildung 10 exemplarisch dargestellt.

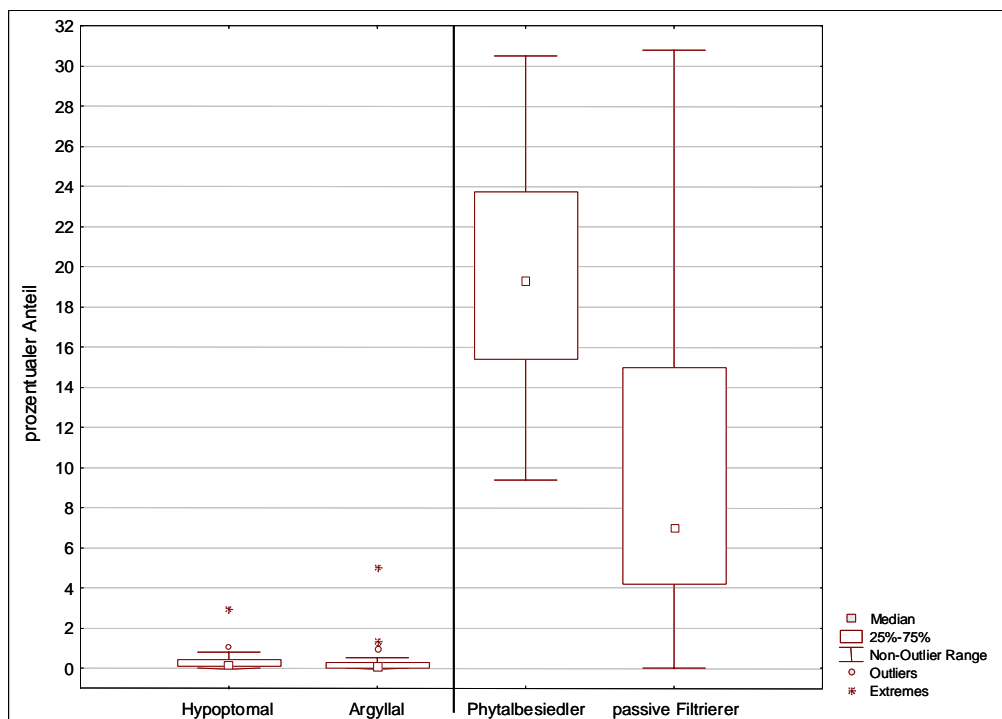


Abbildung 10:

Beispiele für Metriks mit fehlendem bzw. ausgeprägtem Gradienten.

b) Kandidatenmetriks im weiteren Sinne:

Die Metriks der Vorauswahl wurden mit Strukturindex und den einzelnen Strukturparametern korreliert – als Maßzahlen für die Höhe der Korrelation dienten in der Abfolge ihrer Bedeutung der Korrelationskoeffizient zum Strukturindex (multivariater Ansatz) sowie das 75. Perzentil und der Median; die Perzentile wurden aus einem Set von 8 Korrelationskoeffizienten ermittelt – korreliert wurden die Metriks mit beiden Strukturindizes, den 4 Güteparametern sowie den Malusparametern »Wassertiefe« und »Substratvariabilität«. Die Einzelparameter »Anteil an Industrieflächen« und »Betonverbau im Uferbereich« wurden für die Berechnung der Perzentile nicht berücksichtigt (siehe hierzu die Ausführungen bezüglich der Gradienten auf Seite 27).

Die Metriks wurden jeweils einer der vier folgenden Metrikgruppen zugeordnet, von denen die ersten drei explizit in der WRRL genannt werden (siehe Kapitel 3.1.3): Zusammensetzung/ Abundanz, tolerante/intolerante Taxa, Vielfalt/Diversität und Funktionale Gruppen (die Zuordnung der Metriks zu den Gruppen kann der Tabelle 9 entnommen werden). Innerhalb dieser Gruppen wurden die Metriks absteigend nach dem Korrelationskoeffizienten sortiert (Korrelation zum Strukturindex). Von den Gruppen wurden prinzipiell die ersten sieben Metriks ausgewählt (Ausnahme: in der Metrikgruppe »Toleranz« ist lediglich ein Metrik enthalten). Aus der Metrikgruppe »Funktionen« wurden zusätzlich 8 weitere Metriks ausgewählt, um der Bedingung Rechnung zu tragen, dass aus dieser Gruppe insgesamt drei Metriks im Bewertungssystem vertreten sein sollten. Die Metriks zeichnen sich somit dadurch aus, dass sie sowohl prinzipiell zur Indikation struktureller Degradation geeignet sind, als auch speziell den in den Gewässerabschnitten enthaltenen Strukturgradienten abbilden (2. Filterung). Als Ergebnis der ersten beiden Auswahlsschritte verblieben von den ursprünglich 254 Metriks die in Tabelle 9 aufgeführten 30 Metriks (Ergebnisse im Anhang, Tabelle B.4).

c) Kandidatenmetriks im engeren Sinne:

Eine letzte Auswahl diene dem Zweck der weiteren Einschränkung und der abschließenden Zusammenstellung möglicher Kombinationen der Kandidatenmetriks. Als Entscheidungshilfe dienten im Wesentlichen vier Kriterien, die im rechten Abschnitt von Tabelle 9 aufgeführt sind (Kopfzeile: Ausschlusskriterien) und nachfolgend kurz beschrieben werden sollen:

- Ankerpunkte: Sie sollten ausreichend weit auseinander liegen, um eine hinreichende Differenzierung zwischen verschiedenen Probestellen zu gewährleisten (zur Bedeutung von Ankerpunkten siehe Kapitel 0).
- 50. Perzentil: Aus den *metric scores* aller Probestellen wurde für jeden Metrik das 50. Perzentil berechnet; die Werte sollten nicht außerhalb des Intervalls [0,20; 0,80] liegen. Ein solcher Fall würde bedeuten, dass sich die *scores* in einem relativ engen Bereich am oberen oder unteren Ende des Intervall bewegten und keine Differenzierung zwischen verschiedenen Probestellen ermöglichen würden. Ein solcher Effekt ließ sich in manchen Fällen durch eine leichte Veränderung der Ankerpunkte aufheben.
- Analyse mittels PCA: Anstelle von Individuendichten wurden die Metrikergebnisse der Probestellen als Matrix eingelesen, was die Möglichkeit bietet, solche Metriks auszuwählen, deren Gradient senkrecht zu dem der übrigen Metriks steht.
- Autokorrelation: Es sollten keine Metriks im Bewertungssystem enthalten sein, die miteinander hoch korreliert sind; als Grenze wurde ein Mindestwert von $R = 0,80$ angesetzt.

Das Ergebnis des letzten Auswahlprozesses ist ein Set von 18 Metriks. Anhand der genannten Kriterien soll an wenigen Beispielen die Entscheidung für oder wider den einen oder anderen Metrik nachvollzogen werden; dabei wird Bezug genommen zu den entsprechenden Spalten der Tabelle 9.

Tabelle 9: Kandidatenmetriks im weiteren Sinne (inklusive Angaben zu Perzentilen und Ankerpunkten sowie einer Übersicht der Auswahlkriterien zur Reduktion der Anzahl der Metriks; Erläuterungen zur Tabelle siehe nächste Seite).

		Frühjahrsdaten						Sommerdaten						Ausschlusskriterien				Kand. i. e. S.
		Max.	Perzentile		Min.	Ankerpunkte		Max.	Perzentile		Min.	Ankerpunkte		Anker	50. Perzentil	PCA	Korr.	
Kürzel	Beschreibung		95.	5.		oben	unten		95.	5.		oben	unten					
Zusammensetzung / Abundanz																		
Eph_%	Ephemeroptera [%] **	64	54	4	1	0	60	47	33	6	2	0	44		0,64			
Plec_%	Plecoptera [%]	53	42	2	1	50	0	29	21	0	0	27	0		0,26			x
Trich_%	Trichoptera [%]	29	18	3	1	27	0	67	33	1	1	62	0		0,26			x
EPT_%_cl	EPT [%] (mit AK.)	66	63	31	28	64	28	63	58	24	18	60	18		0,70			x
Plec_ab	Abundanz - Plecoptera	624	576	8	5	600	5	1286	414	3	1	700	0		0,20			
Trich_ab	Abundanz - Trichoptera	485	384	18	10	400	10	758	672	20	6	690	5		0,22			x
Coleo_ab	Abundanz - Coleoptera	979	696	1	0	600	0	686	398	6	1	400	0		0,11			
Toleranz																		
DFI_05	Deutscher Faunaindex (Typ 5)	1,6	1,5	-0,8	-1,3	2,0	-1,6	1,6	1,4	-0,7	-1,6	2,0	-1,6		0,75		4	x
Vielfalt / Diversität																		
Taxa_n	Taxazahl (harte Bereinigung)	66	64	32	25	64	25	80	73	27	25	75	25		0,59		1 2	x
Div_Marg	Diversität nach Margalef	10,3	10,3	4,9	4,1	10,0	4,0	10,9	10,8	4,4	3,1	10,5	3,0		0,67		1 2 3	x
Gastr_n	Taxazahl - Gastropoda **	3	2	0	0	0	2	2	2	0	0	0	2		0,50			
Trich_n	Taxazahl - Trichoptera	17	15	5	3	15	3	23	21	4	3	22	3		0,58		1 2	x
Coleo_n	Taxazahl - Coleoptera	16	15	1	0	15	0	16	15	2	1	15	0		0,60			x
EPT_n	Taxazahl - EPT-Taxa	40	37	15	9	38	9	41	40	9	6	40	6		0,62		1 2 3	x
EPTCOB	Taxazahl - EPTCOB	54	49	17	12	51	12	58	51	13	8	55	8		0,64		1 2 3	x
Funktionale Gruppen																		
Z_EuKren	Zon - [%] Eukrenal	5,4	3,8	0,1	0,0	4,5	0,0	11,8	7,9	0,5	0,0	10,0	0,0		0,24			x
Z_HypKre	Zon - [%] Hypokrenal	17,0	13,8	4,7	1,8	15,0	0,0	14,4	11,5	2,7	1,8	13,0	0,0		0,57			x
Z_EpiRhi	Zon - [%] Epirhithral	47,3	43,6	13,3	3,1	45,0	2,0	33,8	29,6	9,3	5,8	32,0	4,0		0,69		5 6	x
Z_HypRhi	Zon - [%] Hyporhithral**	37,0	29,8	11,7	10,3	10,0	35,0	33,8	30,9	17,0	13,7	12,0	32,0		0,62		4 5	
Z_EpiPot	Zon - [%] Epipotamal **	18,8	15,0	3,0	1,9	0,0	17,0	22,8	17,8	7,8	6,5	5,0	22,0		0,56		5	x
Z_MetPot	Zon - [%] Metapotamal **	2,3	1,8	0,1	0,1	0,0	2,0	3,4	2,9	0,3	0,1	0,0	3,0		0,63			
Cur_RL	Cur - [%] Typ RL **	54,9	25,8	1,6	1,5	0,0	40,0	72,6	33,4	4,6	2,8	2,0	50,0		0,77			
Cur_RB	Cur - [%] Typ RB	64,4	49,7	4,1	3,5	62,0	3,0	38,5	28,1	2,5	1,0	36,0	0,0		0,29		6	x
Rheo_cl	Rheoindex (Banning, mit AK)	1,0	1,0	0,8	0,6	1,0	0,0	1,0	1,0	0,7	0,5	1,0	0,0		0,91			
H_Aka	Hab - [%] Akal-Besiedler	35,1	30,0	5,6	3,8	33,0	3,0	29,3	21,7	4,5	3,1	27,0	2,0		0,39			
H_Phy	Hab - [%] Phytalbesiedler **	36,1	32,4	8,7	3,9	3,0	34,0	30,5	28,4	10,3	9,4	8,0	29,0		0,50			x
F_Zerkl	Fee - [%] Zerkleinerer	44,0	21,0	1,3	1,1	40,0	0,0	41,1	37,1	3,0	0,5	39,0	0,0		0,24			
F_Sedfr	Fee - [%] Sedimentfresser **	45,7	42,8	9,2	2,9	2,0	43,0	56,9	52,7	17,6	14,7	12,0	54,0		0,55			x
F_pFiltr	Fee - [%] passive Filtrierer	85,5	54,8	2,0	1,6	60,0	0,0	30,8	26,7	0,4	0,0	27,0	0,0		0,23			
L_schw-gl	Loc - [%] schwimmend-gleitet.	3,0	2,6	0,0	0,0	3,0	0,0	1,0	0,9	0,0	0,0	1,0	0,0		0,27			

Erläuterungen zur Tabelle 9: Metriks mit angehängtem »**« verweisen auf negative Gradienten [hohe Metrikwerte entsprechen schlechten Strukturen, Ankerpunkte sind daher vertauscht]; AK = Abundanzklassen; Erläuterung der Präfixe: Zon = zonation, Cur = currence preference, Hab = habitat preference, Fee = feeding type, Loc = locomotion type [schwimm-gleitd. = schwimmend-gleitend]; Korr. = Autokorrelationen; eine schwarze Markierung bedeutet ein Ausschlusskriterium für den jeweiligen Metrik; Kand. i. e. S. = Kandidatenmetriks im engeren Sinne (weitere Erläuterungen werden im Text gegeben).

- a) Ankerpunkte: Der Metrik »Taxazahl Gastropoda« (aus der Gruppe Vielfalt/Diversität) liefert beispielsweise lediglich Zahlenwerte von 0, 1 oder 2, so dass die Ankerpunkte entsprechend eng beieinander liegen. Die sich daraus ergebende Wertemenge der *scores* wäre mit {0; 0,50; 1} sehr eingeschränkt innerhalb eines Intervalls, das möglichst kontinuierlich abgedeckt werden sollte. Ähnlich eng zusammenliegende Ankerpunkte finden sich bei den Metriks der Funktionalen Gruppen »Prozentanteil Metapotamal« und »Prozentanteil schwimmend/gleitend«.
- b) 50. Perzentil: Die Metriks »Abundanz Coleoptera« (Zusammensetzung/Abundanz) und »Rheoindex« (Funktionen) zeigen in ihren 50. Perzentilen Werte, die sehr nahe an den Intervallgrenzen liegen – im Falle des ersten Metriks beispielsweise 0,11. Das bedeutet, dass an 50 % der Probestellen die *metric scores* unterhalb dieses Wertes liegen. Da die unterste der Zustandsklassen bis zur Grenze von 0,20 reicht, werden über die Hälfte der Probestellen einer einzigen Klasse zugeordnet (hier: 65 %); daraus lässt sich ableiten, dass eine Differenzierung zwischen diesen Klassen nicht gegeben ist. Auch durch eine Veränderung der Ankerpunkte konnte dieser Zustand nicht verbessert werden.
- c) PCA-Analyse: Auf der Grundlage von Abbildung 11 wurden fünf Metriks als nicht hinreichend aussagekräftig in Bezug auf den ebenfalls dargestellten Strukturindex klassifiziert. Es sind die Metriks aus dem oberen Bereich des Diagramms (Rahmen mit grauer Signatur). Die Vektoren dieser Metriks stehen weitgehend senkrecht auf dem Vektor des Strukturindex, wodurch ihre Projektionen auf diesen Vektor, die durch das jeweilige Lot abgebildet werden, sehr kurz ausfallen. Die Metriks einer weiteren Gruppe (Rahmen mit hell-dunkel-Signatur) weisen ebenfalls relativ kurze Projektionen auf den genannten Vektor auf – sie wurden jedoch zunächst beibehalten, da sich die Anzahl an Kandidatenmetriks in jener Gruppe ansonsten zu stark reduziert hätte (aus der Gruppe funktionaler Metriks sollten drei Metriks im Bewertungssystem enthalten sein).
- d) Autokorrelation: Metriks, die miteinander hoch korreliert sind ($R > 0,80$), wurden in der entsprechenden Spalte mit jeweils gleichen Ziffern belegt. So sind beispielsweise die Metriks »Margalef-Index«, »Anzahl EPT-Taxa« und »Anzahl EPTCOB-Taxa« (Kennziffer 3) entsprechend hoch miteinander korreliert. In diesem Fall hat dieser Umstand jedoch keine Auswirkungen, da aus der Metrikgruppe Vielfalt/Diversität ohnehin nur ein Metrik in das Bewertungssystem Eingang finden soll. Die Autokorrelationen der Ziffern 1, 2 und 3 haben somit keine Relevanz, diejenigen der Ziffern 5 und 6 hingegen sind von Bedeutung, da aus der Metrikgruppe Funktionen insgesamt 3 Metriks im Bewertungssystem enthalten sein sollen. Der Metrik »Anteil Hyporhithral« wurde aufgrund der hohen Korrelation zum einzigen Metrik aus der Gruppe Toleranz von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen. Alle übrigen Autokorrelationen wurden erst im nächsten Schritt, d. h. bei der Zusammenstellung der möglichen Metrikkombinationen, berücksichtigt. Die Matrix aller Korrelationskoeffizienten sind im Anhang (Tabelle B.5) aufgeführt.

Die in den entsprechenden Spalten schwarz markierten Zellen obiger Tabelle kennzeichnen die Kriterien für den Ausschluss eines Metriks; verworfene Metriks sind in der letzten Spalte dementsprechend nicht mit einem »x« markiert. Das reduzierte Set an Metriks wurden dazu verwendet, verschiedene Metrikkombinationen zu berechnen (Kapitel 0).

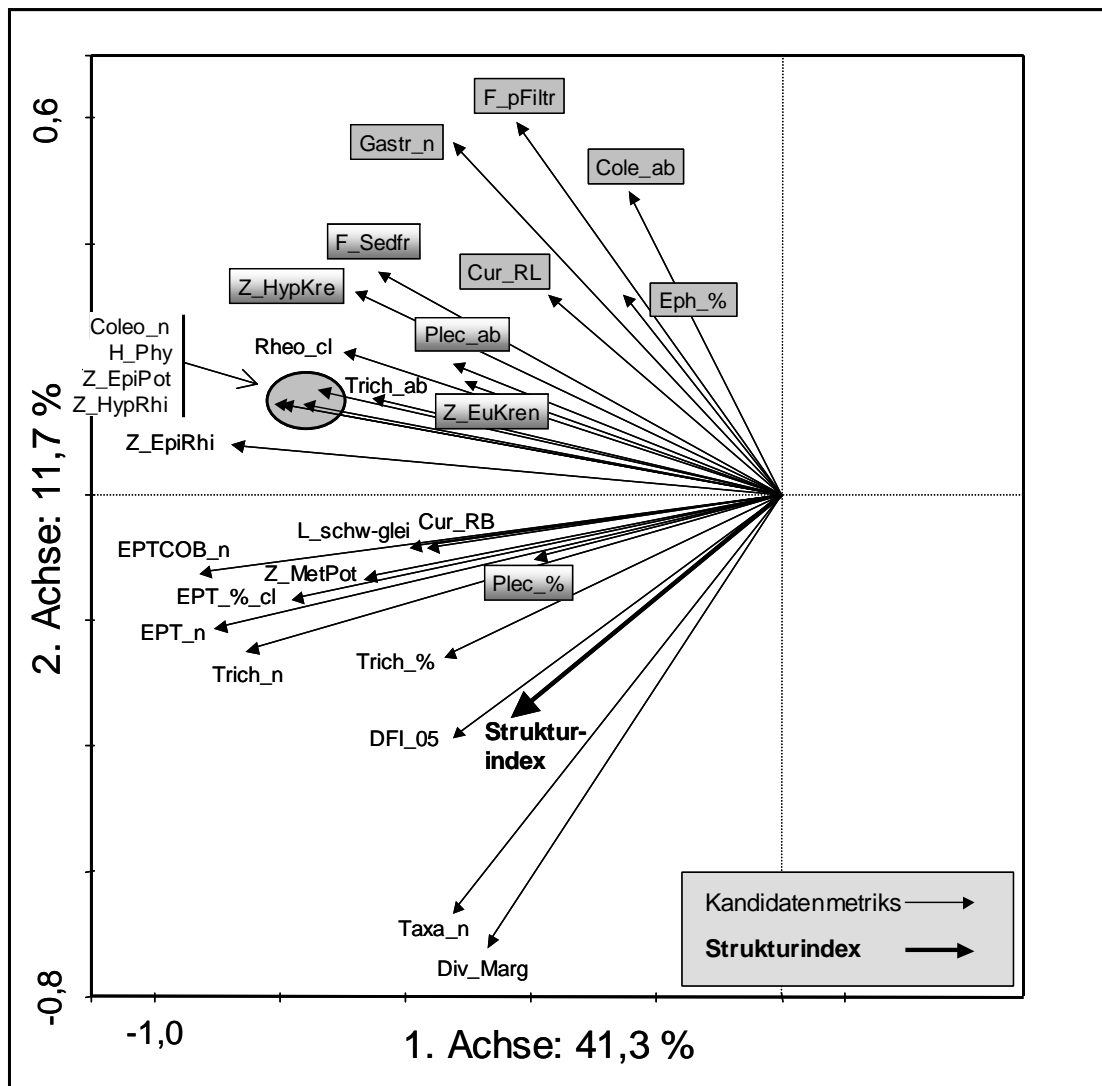


Abbildung 11: PCA der Kandidatenmetriks (auf umrahmte Parameter wird im Text Bezug genommen; Kürzel der Metriks gemäß Tabelle 9; Erläuterung der Präfixe: Z = zonation, Cur = currence pereference, H = habitat preference, F = feeding type, L = locomotion type; Erläuterung der Suffixe: ab = abundance, cl = abundance class, n = number of taxa, % = share of total taxa number).

Ankerpunkte und Scores

Metriks decken in der Regel unterschiedliche Werteskalen ab: so umfasst der Faunaindex einen Bereich von -2 bis +2, der Saprobienindex ist definiert zwischen den Grenzen 1 und 4, die Diversität kann, je nach Berechnungsvorschrift, Werte zwischen 0 und 10 annehmen und die große Gruppe der funktionalen Metriks ordnet sich innerhalb der Skala [0; 100] an. Um diese unterschiedlichen Größen miteinander verrechnen zu können, müssen sie zuvor auf eine einheitliche Skala gebracht, d. h. normiert werden. Dazu ist es erforderlich, diskrete Bezugspunkte zu definieren, denen nach der Normierung die neuen Skalengrenzen entsprechen sollen.

Im konkreten Fall sollen die Ergebnisse eines jeden Metriks auf das einheitliche Intervall [0; 1] skaliert werden, wobei der Wert 1 dem besten strukturellen Zustand, der Wert 0 dem schlechtesten Zustand eines Gewässerabschnittes entsprechen soll. Ausgehend vom Intervall der Ergebnisse eines Metriks wurden die genannten Bezugspunkte festgelegt, die in diesem Fall als

Ankerpunkte bezeichnet werden. Es gibt zwei Ankerpunkte: einen oberen und einen unteren. Der Wert des Metriks, der als oberer Ankerpunkt festgesetzt wurde, entspricht dem besten Zustand und wird folglich auf den Wert 1 der normierten Skala transformiert, dem Wert des unteren Ankerpunktes wird durch die Umrechnung der Wert 0 zugeordnet. Alle Metrikwerte zwischen den Ankerpunkten werden linear in das Intervall [0; 1] überführt.

Ankerpunkte haben somit den Zweck, die Fixpunkte der normierten Skala festzulegen, allerdings in der »Sprache« – d. h. dem Wertebereich – des jeweiligen Metriks. Die zugrunde liegende Formel ist identisch zu derjenigen, die bei der Normierung der abiotischen Parameter benutzt wurde (Kapitel 0):

$$\text{Score} = \frac{\text{Metrikwert} - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

Die Werte der normierten Metriks werden im Folgenden als *scores* bezeichnet; *scores* sind dimensionslose Größen.

Da der Gradient eines Metriks prinzipiell zwei Vorzeichen annehmen kann, muss dies bei der Vergabe der Ankerpunkte berücksichtigt werden. Bei positiv mit der Struktur korrelierten Metriks entspricht der obere Ankerpunkt einem hohen Metrikwert, bei negativ korrelierten Metriks einem niedrigen Metrikwert; oberer und unterer Ankerpunkt sind in letzterem Fall gewissermaßen vertauscht. Die Festsetzung der Ankerpunkte orientierte sich am 5. Perzentil bzw. 95. Perzentil und lag in den meisten Fällen in dem Wertebereich zwischen Perzentil und entsprechendem Extremwert – in Ausnahmefällen wurden weitere Kriterien ergänzend berücksichtigt, wie beispielsweise die Verteilung der Metrikwerte (über Box-Whisker-Plots), das Vorhandensein von Ausreißern und auch Erfahrungswerte aus anderen Bewertungsprojekten (Expertenmeinung).

Als weiteren Vorteil bieten Ankerpunkte die Möglichkeit, Metrikergebnisse zu justieren, d. h., durch eine leichte Korrektur (in gewissen Grenzen) die resultierenden *scores* so zu verändern, dass deren Resultate besser nachvollziehbar werden. Diese Manipulation ist dann vertretbar, wenn Kandidatenmetriks keine hinreichend große Differenzierung zwischen Probestellen ermöglichen (die *scores* sich beispielsweise lediglich auf das untere Drittel des Intervalls konzentrieren), diese aber durch die Methode des Justierens in ihren *scores* über ein breiteres Wertespektrum auseinandergezogen werden. Wenn Ankerpunkte sich im Bereich der genannten Perzentile orientieren, gibt es zwangsläufig Werte, die oberhalb des oberen oder unterhalb des unteren Ankerpunktes liegen, d. h. bezüglich der einheitlichen Skala außerhalb des festgesetzten Intervalls von [0;1]. In solchen Fällen wurden die *scores* nachträglich verändert: alle Werte größer als 1 werden per Definition auf »1« gesetzt, alle Werte kleiner als 0 auf »0«. Mit einem solchen Schritt wird zudem gewährleistet, dass bei zukünftigen Aufsammlungen, wenn das System sich in der Anwendung befindet, ein Überschreiten der Skala in jedem Fall vermieden wird.

Berechnung von Metrikkombinationen

Im UBA-Projekt wurden, wie bereits angesprochen, gewisse einschränkende Bedingungen für den multimetrischen Index festgesetzt, mit dem Ziel, zum einen die Vorgaben der WRRL zu erfüllen, zum anderen ein möglichst breites Spektrum inhaltlicher Ausrichtungen mit den zu integrierenden Metriks abzudecken: aus den ersten drei Metrikgruppen sollte genau ein Metrik im Bewertungssystem enthalten sein, aus der letzten Gruppe (Funktionen) drei Metriks mit

jeweils verschiedenen Aussagen (je ein Metrik aus den Bereichen Ernährungstypen, Habitatpräferenzen und Strömungspräferenzen). Diese Nebenbedingungen sollten auch im vorliegenden Fall berücksichtigt werden.

Die Verrechnung der Kandidatenmetriks erfolgte über Mittelwertbildung der entsprechenden *scores*. Es wurden alle Metrikkombinationen berechnet, die unter den oben angeführten Nebenbedingungen (z. B. Ausschluss autokorrelierter Metriks) möglich waren.

Filterung der Metrikkombinationen

Die Gesamtindizes der berechneten Metrikkombinationen wurden einer Korrelationsanalyse mit Strukturindizes und Einzelparametern unterzogen; aus den sich daraus ergebenden Korrelationskoeffizienten wurden zwei statistische Kenngrößen ermittelt, die als Kriterien zur Auswahl der am besten geeigneten Kombinationen dienten (siehe Tabelle 10): das 75. Perzentil sowie der Median von jeweils 8 der 10 Variablen (2 Strukturindizes, 6 Einzelparameter; siehe hierzu die Ausführungen in Kapitel 0, Abschnitt b). Der linke Teil der Tabelle enthält die statistischen Kenngrößen; im mittleren Abschnitt sind diejenigen Metriks gekennzeichnet, aus denen die aufgeführten Kombinationen berechnet wurden, der rechte Teil (1 Spalte) differenziert zwischen solchen Metrikkombinationen, die verworfen und solchen, die in die engere Wahl gezogen wurden.

Für die weitere Reduktion sind die in Tabelle 10 mit »Schritt 1« und »Schritt 2« bezeichneten Reihen von besonderer Bedeutung (letzte zwei Zeilen bzw. letzte Spalte):

- Schritt 1: Einige der Metriks tauchen in sehr vielen der nach der ersten Filterung verbliebenen Kombinationen auf, andere dagegen in nur wenigen – ihre jeweilige Anzahl wird in der vorletzten Zeile angegeben. Metriks, die relativ häufig vertreten sind, scheinen folglich im Zusammenwirken mit anderen Metriks besser zu funktionieren, als dies bei den eher selten vertretenen Metriks der Fall ist. Aus jeder Gruppe wurden diejenigen Metriks ausgewählt, die am häufigsten in der Matrix enthalten sind (Eintrag »x« in der letzten Zeile) – alle übrigen Metriks einer jeden Gruppe sind entsprechend seltener vertreten (schwarze Markierung). Auf diese Weise wurde eine überschaubare Anzahl von Metriks gewonnen, mit deren Hilfe wiederum, in einer Art Rückkopplung, die Anzahl potentiell geeigneter Metrikkombination reduziert werden kann.
- Schritt 2: Die sich ergebende musterartige Verteilung der Symbole aus der letzten Zeile wurde über einen so genannten »Eckverweis« in die letzte Spalte übertragen – hierzu ein Beispiel: der Metrik »Anzahl EPT-Taxa« ist in lediglich drei der verbliebenen Kombinationen vertreten und daher in der letzten Zeile mit einer schwarzen Markierung versehen. Alle Kombinationen, in denen dieser Metrik enthalten ist, werden daher ebenfalls schwarz markiert (in diesem Fall KB163, KB259 und KB355). Auf diese Weise werden die ausgewählten Metriks auf eine entsprechend eingeschränkte Auswahl von Kombinationen übertragen; deren reduzierte Anzahl erlaubt es im Anschluss daran, primär mittels Feinjustierung der Ankerpunkte sowie anschließender Plausibilitätskontrolle (basierend auf der eigenen Kenntnis der Probestellen), diejenige Kombination zu ermitteln, die letztlich das Bewertungssystem repräsentieren soll.

Tabelle 10: Übersicht von Metrikkombinationen nach erster Filterung (erste Zeile enthält die Metrikgruppen [Zusammens. = Zusammensetzung, Tol. = Toleranz]; Erläuterung der Präfixe: Zon = zonation, Cur = currence preference, Hab = habitat preference, Fee = feeding type, Loc = locomotion type; dunkelgrau unterlegte Kürzel [z. B. KB99] bezeichnen diejenigen Kombinationen, die später in die engere Wahl gezogen wurden; nähere Erläuterungen zur Tabelle und zum Prozedere der Filterung werden im Text gegeben).

Metrikkombination	Korrelationskoeffizient mit Strukturindex_multivariat	Erläuterung im Text		Zusammens. Abundanz				Tol.	Vielfalt / Diversität						Funktionen							Schritt 2: Kombinationen
		75. Perzentil	50. Perzentil	Plecoptera [%]	Trichoptera [%]	EPT [%] (mit AK)	Abundanz - Trichoptera	Deutscher Faunaindex	Taxazahl (harte Bereinigg.)	Diversität nach Margalef	Taxazahl - Trichoptera	Taxazahl - Coleoptera	Taxazahl - EPT-Taxa	Taxazahl - EPTCOB	Zon - [%] Eukrenal	Zon - [%] Hypokrenal	Zon - [%] Epirithral	Zon - [%] Epipotamal	Cur - [%] Typ RB	Hab - [%] Phytgal	Fee - [%] Sedimentfresser	
KB50	0,78	0,67	0,62			x		x				x			x				x	x		
KB51	0,80	0,70	0,64			x		x				x			x					x	x	
KB98	0,76	0,69	0,61	x				x		x					x				x	x		x
KB99	0,79	0,69	0,65	x				x		x					x					x	x	x
KB115	0,79	0,70	0,66	x				x	x						x					x	x	
KB131	0,78	0,68	0,65	x				x			x				x					x	x	
KB135	0,76	0,67	0,63	x				x			x					x				x	x	
KB146	0,81	0,69	0,65	x				x				x			x				x	x		x
KB147	0,83	0,73	0,68	x				x				x			x					x	x	x
KB151	0,79	0,70	0,65	x				x				x				x				x	x	
KB155	0,77	0,67	0,62	x				x				x					x			x	x	
KB163	0,78	0,69	0,65	x				x					x		x					x	x	
KB178	0,78	0,68	0,63	x				x						x	x				x	x		
KB179	0,80	0,71	0,66	x				x						x	x					x	x	
KB211	0,76	0,68	0,63		x			x	x						x					x	x	
KB243	0,81	0,71	0,66		x			x				x			x					x	x	
KB259	0,77	0,68	0,63		x			x					x		x					x	x	
KB275	0,79	0,69	0,64		x			x						x	x					x	x	
KB290	0,76	0,70	0,62				x	x		x					x				x	x		x
KB291	0,80	0,73	0,66				x	x		x					x					x	x	x
KB295	0,76	0,69	0,62				x	x		x						x				x	x	
KB307	0,79	0,72	0,65				x	x	x						x					x	x	
KB311	0,75	0,70	0,62				x	x	x							x				x	x	
KB338	0,78	0,71	0,64				x	x				x			x				x	x		x
KB339	0,79	0,73	0,65				x	x				x			x					x	x	x
KB343	0,77	0,72	0,63				x	x				x				x				x	x	
KB355	0,78	0,72	0,64				x	x					x		x					x	x	
KB371	0,78	0,72	0,65				x	x						x	x					x	x	
KB375	0,74	0,70	0,62				x	x						x		x				x	x	
Anzahl Kombinationen				12	4	2	11	29	4	5	2	10	3	5	22	6	1	0	6	29	23	2
Schritt 1: Metriks				x			x	x		x		x			x				x	x	x	

3.3.3 Ergebnisse

Metrikkombinationen

Zu Beginn waren 160 unterschiedliche Metrikkombinationen berechnet worden – von diesen wurden diejenigen mit den höchsten Korrelationen zur Struktur ausgewählt (siehe Tabelle 10). Nach dem im vorangegangenen Kapitel 0 beschriebenen Auswahlverfahren verblieben 8 Kombinationen mit jeweils 6 Metriks (Tabelle 11). Eine geringfügige Nachjustierung der Ankerpunkte sollte verbleibende Unstimmigkeiten ausräumen; zudem wurden die verbliebenen Kombinationen in jeweils zwei verschiedenen Varianten berechnet: neben der in Tabelle 11 angegebenen originalen Zusammensetzung (mit dem Metrik »Prozentanteil Eukrenal«) auch in einer Version mit der nachträglich berechneten Summe aus Eu- und Hypokrenal (Metrik »Prozentanteil Krenal«). Grund für diese Entscheidung war, dass die Gewässer im Bereich der Probestellen Einzugsgebietsgrößen zwischen 5 km² und 50 km² aufweisen, die meisten von ihnen jedoch im kleineren Intervall von 10 km² bis 30 km². Je größer die Fläche eines Einzugsgebietes und damit die Quellentfernung ist, desto geringer wird im Allgemeinen der Anteil von Taxa mit Präferenzen für krenale und insbesondere für eukrenale Abschnitte. Um der Gefahr zu entgehen, dass Gewässerabschnitte mit wachsender Quellentfernung hinsichtlich dieses Metriks zunehmend schlechter bewertet werden (der Gewässertyp umfasst immerhin Gewässer bis zu einer Einzugsgebietsgröße von 100 km²), wurde der Bereich eines der Metriks erweitert. Die Beschränkung auf möglichst ähnlich große Einzugsgebiete in den Projekten war mit der Begründung getroffen worden, längszonale Aspekte und damit einen weiteren potentiellen Einflussfaktor aus den Daten möglichst heraushalten zu wollen. Im konkreten Fall zeigte sich, dass die beiden genannten Metriks vergleichbare *scores* lieferten, der zusätzliche Metrik in manchen Fällen jedoch etwas besser differenzierte. Von der Software wird dieser allerdings nicht berechnet.

Tabelle 11: Übersicht der am besten geeigneten Metrikkombinationen (resultierender Auszug aus Tabelle 10; erste Zeile enthält die Metrikgruppen [Zusammens. = Zusammensetzung, Tol. = Toleranz]; Erläuterung der Präfixe: Zon = zonation, Cur = currence preference, Hab = habitat preference, Fee = feeding type, Loc = locomotion type; dunkelgrau unterlegte Kürzel [z. B. KB99] bezeichnen diejenigen Kombinationen, die in die engere Wahl gezogen wurden).

Metrikkombination	Korrelationskoeffizient mit Strukturindex_multivariat	Erläuterung im Text		Zusammens. Abundanz		Tol.	Vielfalt Diversität		Funktionen			
		75. Perzentil	50. Perzentil	Plecoptera [%]	Abundanz - Trichoptera	Deutscher Faunaindex	Diversität nach Margalef	Taxazahl - Coleoptera	Zon - [%] Eukrenal	Cur - [%] Typ RB	Hab - [%] Phytal	Fee - [%] Sedimentfresser
KB98	0,76	0,69	0,61	x		x	x		x	x	x	
KB99	0,79	0,69	0,65	x		x	x		x		x	x
KB146	0,81	0,69	0,65	x		x		x	x	x	x	
KB147	0,83	0,73	0,68	x		x		x	x		x	x
KB290	0,76	0,70	0,62		x	x	x		x	x	x	
KB291	0,80	0,73	0,66		x	x	x		x		x	x
KB338	0,78	0,71	0,64		x	x		x	x	x	x	
KB339	0,79	0,73	0,65		x	x		x	x		x	x

Die letzte Entscheidung wurde aufgrund einer Plausibilitätsbetrachtung der sich ergebenden Bewertungsindizes und Zustandsklassen getroffen: Metrikkombination KB99 wurde als neuer Vorschlag für ein Bewertungssystem ausgewählt; eine Beschreibung des Systems wird im folgenden Kapitel gegeben.

Multimetrisches Bewertungssystem

Das multimetrische Bewertungssystem für Fließgewässertyp 5 beinhaltet sechs Core Metrics aus allen vier Metrikgruppen und erfüllt damit die in der WRRL geforderten Kriterien. Die zentralen Kenndaten sind in Tabelle 12 zusammengefasst: darin enthalten sind die Perzentile der Metrikwerte inklusive der daraus abgeleiteten Ankerpunkte sowie eine Kennzeichnung bestehender Entsprechungen zu den Bewertungssystemen von AQEM- und UBA-Projekt.

Zwei der *core metrics* sind negativ mit der Struktur korreliert (»Prozentanteil Phytalbesiedler« und »Prozentanteil Sedimentfresser«), so dass die oberen Ankerpunkte den niedrigen Metrikwerten entsprechen und umgekehrt; alle übrigen *core metrics* zeigen eine positive Korrelation mit der Struktur. Etwa die Hälfte der Ankerpunkte ist in beiden Jahreszeiten identisch oder differiert nur leicht, die übrigen unterscheiden sich zum Teil deutlich.

Tabelle 12: Core metrics – Vorschlag für ein Bewertungssystem gemäß Metrikkombination KB99 (Metriks mit angehängtem »**« verweisen auf negative Gradienten [hohe Metrikwerte entsprechen schlechten Strukturen, Ankerpunkte sind daher vertauscht]; die jeweils obere Wertezeile eines *core metric* bezieht sich auf Frühjahrsdaten, die untere auf Sommerdaten; die letzten beiden Spalten geben an, welche der *core metrics* im Bewertungssystem von AQEM bzw. UBA enthalten sind, (x) zeigt dabei einander ähnliche Metriks an).

Metrikgruppe	Metrikname (Beschreibung)	Max.	Perzentile		Min.	Ankerpunkte		AQEM	UBA
			95.	5.		unten	oben		
Zusammen- setzung / Abundanz	Plecoptera [%]	53	42	2	1	2	30		x
		29	21	0	0	0	16		
Toleranz	Deutscher Faunaindex (FG-Typ 5)	1,6	1,5	-0,8	-1,3	-1,0	1,7	x	x
		1,6	1,4	-0,7	-1,6	-1,0	1,7		
Vielfalt / Diversität	Diversität nach Margalef	10,3	10,3	4,9	4,1	4,2	10,0	(x)	(x)
		10,9	10,8	4,4	3,1	4,2	10,0		
Funktionen (Zonierung)	Zon - [%] Krenal (Summe Eukrenal + Hypokrenal)	17,1	15,2	5,3	1,8	6,0	14,0	(x)	
		23,3	20,2	3,6	2,3	3,0	18,0		
Funktionen (Habitat)	Hab - [%] Phytal **	36,1	32,4	8,7	3,9	40,0	10,0	x	
		30,5	28,4	10,3	9,4	30,0	11,0		
Funktionen (Ernährung)	Fee - [%] Sedimentfresser ** (Detritus- und Sedimentfresser)	45,7	42,8	9,2	2,9	43,0	8,0		
		56,9	52,7	17,6	14,7	54,0	19,0		

Jeweils zwei der *core metrics* sind bereits in den Bewertungssystemen von AQEM und UBA enthalten; der Diversitätsindex nach Margalef hat in jenen Systemen mit dem Shannon-Wiener-Index eine Entsprechung, einer der *core metrics* bezieht sich auf das Krenal insgesamt, während im AQEM-System lediglich Präferenzen für das Hypokrenal enthalten sind.

Der Index des neu entwickelten Bewertungssystems wird im weiteren Verlauf mit dem Akronym »EQIM₂« benannt; EQIM steht dabei für »ecological quality index using macroinvertebrates«; die Ziffer 2 soll den Index vom gleichlautenden Index des AQEM-Systems abgrenzen.

Ein grundlegendes Phänomen bei der Berechnung von Diversitäten ist der nicht selten auftretende Effekt, dass der Metrik bei Vorliegen einer leichten Störung, im Vergleich zu der Situation eines ungestörten Systems, zunächst ansteigt und erst bei weiter zunehmender Störung wieder absinkt; er gehorcht daher häufig keiner linearen, sondern eher einer parabolischen Beziehung. Dies zeigt sich ebenfalls anhand der vorliegenden Daten: der Korrelationskoeffizient (Pearson) liegt bezüglich der Sommerdaten und unter Zugrundelegung einer linearen Regression bei 0,38. Wird jedoch eine polynomische Regression zweiten (vierten) Grades zugrunde gelegt, steigt dieser Wert auf 0,50 (0,53); die Darstellung mittels Box-Whisker-Plot (Abbildung 12) deutet diesen Zusammenhang bei den Sommerdaten ebenfalls an, an den Frühjahrsdaten ist der Effekt nicht so deutlich zu erkennen. Insofern differenziert der Metrik nicht zwangsläufig über das gesamte Qualitätsspektrum, sondern lediglich im Bereich der Güteklassen mäßig bis schlecht.

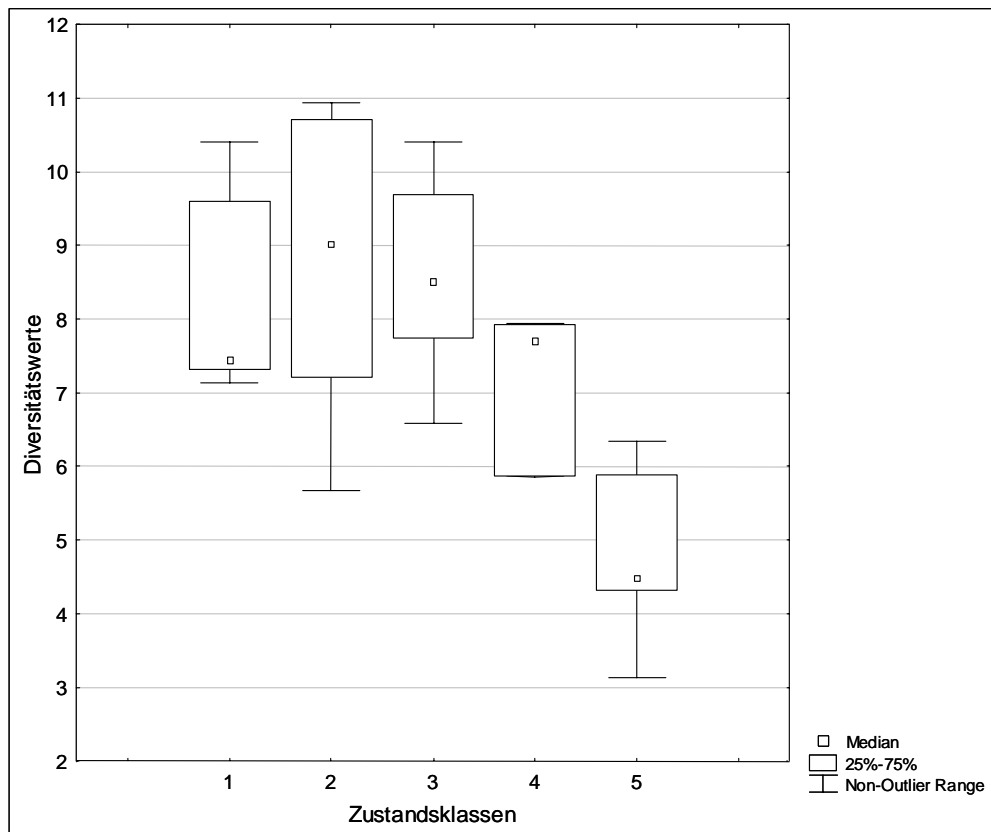


Abbildung 12: Box-Whisker-Plots der Diversitätswerte (Sommerdaten der Diversität nach Margalef; Gruppierung erfolgte gemäß der *post-classification*).

Nachdem die einzelnen Elemente des Systems feststanden, stellte sich die Frage nach dem Zusammenhang zwischen den bewertenden Metriks und den abiotischen Parametern, an denen das System geeicht wurde. Im Folgenden soll daher die Stärke dieses Zusammenhanges mit den Mitteln einer RDA überprüft werden (Abbildung 13). Die erste Datenmatrix beinhaltet dabei die 6 *core metrics*, die zweite Datenmatrix die 8 Strukturparameter. Die Analyse ergab für den gegenseitigen Erklärungsanteil der Varianzen von Metriks und Parametern einen Wert von 93 % (beide Achsen), was eine hinreichende Absicherung für die Funktionalität des Systems darstellt.

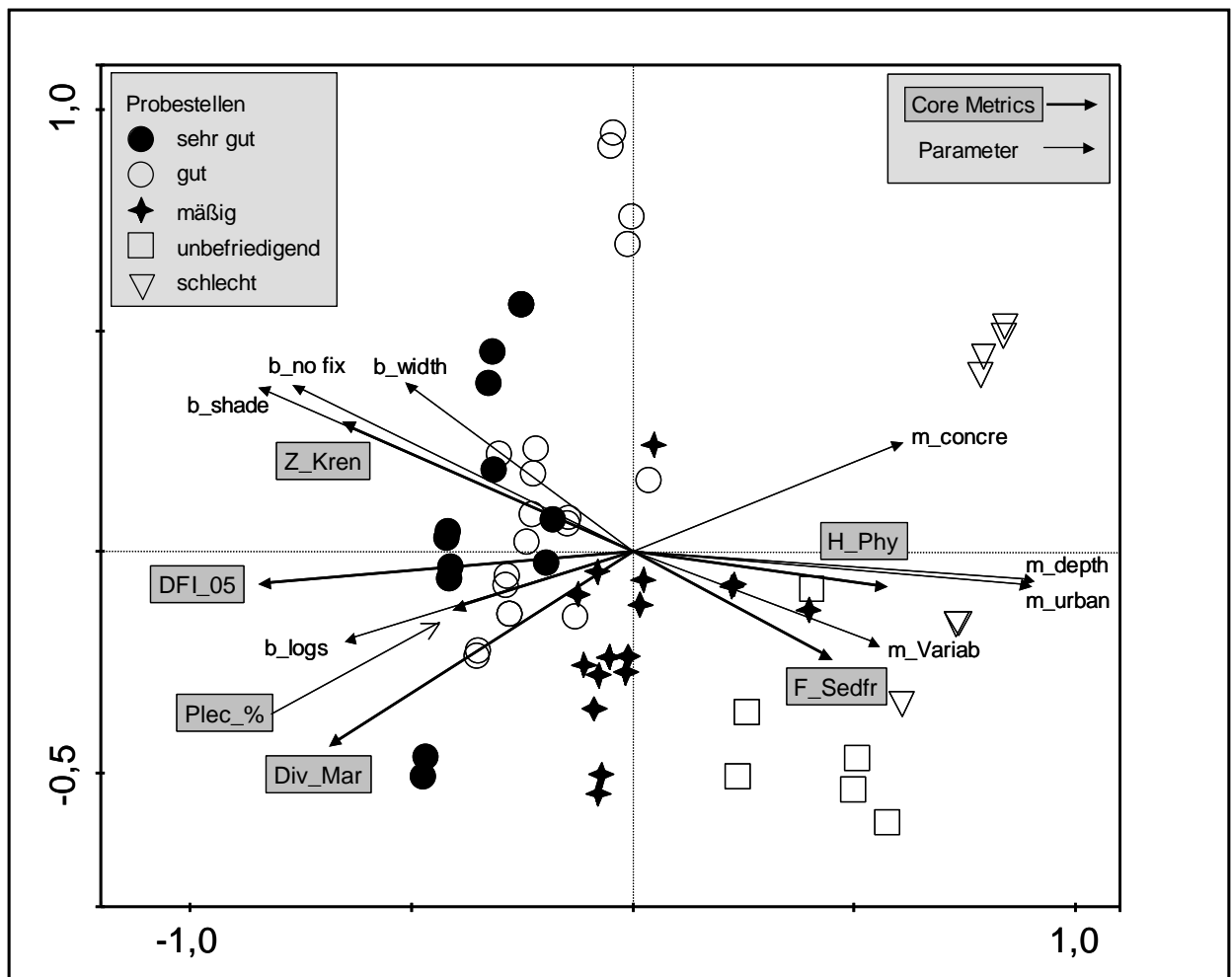


Abbildung 13: RDA von core metrics und Strukturparametern (core metrics gemäß Metrikkombination KB99; eigenvalues: 0,387 [1. Achse], 0,052 [2. Achse]; metric-environment correlation = 87 % [1. Achse], 62 % [2. Achse]; cumulative percentage variation of metric-environment relation = 93 % [beide Achsen]).

Vergleich verschiedener Bewertungssysteme

Die sich aus dem neuen System ergebenden Bewertungen der Probestellen werden in Tabelle 13 und Tabelle 15 den Indizes der bereits bestehenden Bewertungssysteme (AQEM und UBA) sowie der Voreinstufung und dem Strukturindex gegenübergestellt. Tabelle 13 gibt dabei die Einzelwerte beider Jahreszeiten wieder, Tabelle 15 die aus den Jahreszeiten gemittelten Werte.

- a) Vorbemerkung zu AQEM: Das AQEM-System ist so konzipiert, dass die *core metrics* nicht in *scores* des Intervalls [0;1], sondern direkt in Zustandsklassen umgesetzt werden. Aus diesen Klassen wird über Mittelwertbildung und anschließender Rundung eine Gesamtzustandsklasse errechnet. Das Endresultat besteht folglich aus einer Ziffer zwischen 1 (sehr guter Zustand) und 5 (schlechter Zustand) bzw. aus einer Dezimalzahl des Intervalls [1;5]. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden für die untenstehenden Tabellen diese Dezimalzahlen in die Skala [0;1] umgerechnet; gleiches wurde durchgeführt für die Klassengrenzen: die originalen Klassengrenzen des AQEM-Systems (1,5 bis 4,5) entsprechen nun den Werten 0,88 (sehr gut/gut), 0,63 (gut/mäßig), 0,38 (mäßig/ unbefriedigend) und 0,13 (unbefriedigend/schlecht).

Tabelle 13: Gegenüberstellung dreier biozönotischer Bewertungssysteme (EQIM₂ im Vergleich zur Bewertung von AQEM bzw. UBA sowie im Vergleich zu abiotischen Ansätzen [Strukturindex und VE = Voreinstufung]; das AQEM-System war ursprünglich konzipiert im Wertebereich [1;5] und wurde nachträglich in die Skala [0;1] normiert – nähere Erläuterungen hierzu im Text [unter a) Vorbemerkung zu AQEM]).

Frühjahrsdaten						Sommerdaten				
biozönotische Bewertung			Gewässer- kürzel	abiotische Ansätze			Gewässer- kürzel	biozönotische Bewertung		
UBA	AQEM	EQIM ₂		Struktur- index	VE	Struktur- index		EQIM ₂	AQEM	UBA
0,74	0,85	0,76	WWb_1	0,98	1	1,00	WWb_1	0,89	1,00	0,68
0,78	0,88	0,78	WWb_2	0,99	1	0,98	WWb_2	0,79	0,78	0,67
0,74	0,85	0,67	Kal_1	0,69	2	0,69	Kal_1	0,69	0,75	0,57
0,69	0,73	0,76	Kal_2	0,79	2	0,81	Kal_2	0,75	0,68	0,65
0,93	0,90	0,76	Erk	0,50	3	0,49	Erk	0,73	0,73	0,73
0,85	0,58	0,69	Rur	0,88	1	0,85	Rur	0,58	0,58	0,55
0,78	0,75	0,72	PIB	0,71	2	0,73	PIB	0,81	0,83	0,67
0,63	0,73	0,64	PrB	0,69	2	0,72	PrB	0,52	0,55	0,54
0,72	0,55	0,61	WoB	0,36	3	0,37	WoB	0,44	0,63	0,53
0,46	0,15	0,21	NaB	0,03	5	0,00	NaB	0,13	0,15	0,40
0,23	0,05	0,11	Rah_1	0,17	5	0,12	Rah_1	0,14	0,08	0,08
0,14	0,05	0,13	Rah_2	0,12	5	0,09	Rah_2	0,17	0,25	0,19
0,53	0,13	0,25	Els	0,52	3	0,47	Els	0,54	0,35	0,50
0,35	0,13	0,20	Vol	0,32	4	0,30	Vol	0,49	0,38	0,46
0,89	0,78	0,84	Lin	0,77	2	0,78	Lin	0,69	0,63	0,75
0,76	0,88	0,75	WaB	0,75	2	0,79	WaB	0,75	0,78	0,77
0,78	0,80	0,61	Röh	0,58	3	0,58	Röh	0,68	0,78	0,70
0,79	0,55	0,60	Sal_1	0,47	3	0,44	Sal_1	0,50	0,45	0,54
0,77	0,58	0,48	Sal_2	0,46	3	0,50	Sal_2	0,41	0,60	0,56
0,87	0,95	0,80	Pal	0,71	2	0,72	Pal	0,62	0,55	0,66
0,95	0,95	0,83	Nam	0,30	4	0,30	Nam	0,50	0,53	0,62
0,84	0,75	0,66	Mar	0,58	3	0,57	Mar	0,62	0,68	0,69
0,77	0,58	0,73	GoB	0,75	2	0,75	GoB	0,57	0,63	0,37
0,87	0,90	0,80	EIB_1	0,84	1	0,85	EIB_1	0,72	0,78	0,67
0,86	0,90	0,79	EIB_2	0,86	1	0,81	EIB_2	0,65	0,78	0,67
0,95	0,93	0,85	Rie	0,69	2	0,73	Rie	0,79	0,88	0,55
0,65	0,58	0,57	TrB	0,43	3	0,42	TrB	0,47	0,55	0,42
0,95	0,93	0,82	Laa	81	2	78	Laa	0,81	0,78	0,79
0,88	0,75	0,72	Lah	65	3	63	Lah	0,56	0,60	0,60
0,50	0,40	0,37	DrB_1	15	4	10	DrB_1	0,23	0,08	0,28
0,50	0,58	0,40	DrB_2	17	4	12	DrB_2	0,26	0,35	0,27

- b) Vergleich der Bewertungssysteme untereinander: In gut zwei Fünftel der Fälle (27 von 62) stimmen die sich ergebenden Zustandsklassen in allen drei Bewertungssystemen überein, in 21 weiteren Fällen gibt es eine weitgehende Übereinstimmung (identische Zustandsklasse zwischen neuer Bewertung und einem der anderen Systeme), lediglich in 23 % der Fälle bestehen größere Differenzen. Die durchschnittliche Abweichung im Index des neuen Systems im Vergleich zu denjenigen der beiden anderen Systemen beträgt mit knapp 0,1 Einheiten etwa die Hälfte einer Klassenbreite. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass das Bewertungssystem nach UBA eigentlich nicht für Sommerdaten ausgelegt ist.

- c) Vergleich zwischen biozönotischer und abiotischer Bewertung: Es wird Bezug genommen zu den Angaben in Tabelle 14, welche eine zusammenfassende Darstellung der Informationen aus Tabelle 13 wiedergibt.
- Bestimmtheitsmaß: Es zeigt deutliche Tendenzen in der Form, dass die Korrelationen im Frühjahr weniger stark ausgeprägt sind als im Sommer, unabhängig vom verwendeten Bewertungssystem. Das Ergebnis ist bezüglich des UBA-Systems insofern überraschend, als dass dieses speziell für Probenahmen im Frühjahr entwickelt worden ist; es stellt aber zudem eine plausible Begründung dafür dar, bei den folgenden Vergleichen auch die Ergebnisse des UBA-Systems bezüglich der Sommerdaten zu verwenden. Des Weiteren ist der in den Systemen abgebildete Zusammenhang zwischen Fauna und Struktur im Falle des EQIM₂ am stärksten, im UBA-System am schwächsten, unabhängig von der betrachteten Jahreszeit.
 - Zustandsklassen: In knapp der Hälfte der Fälle (27 von 62) stimmen die Zustandsklassen zwischen Strukturindex und EQIM₂ überein (Tabelle 14: Zeile ‚Struktur = Fauna‘), in weiteren 11 Fällen kommen Unterschiede dadurch zustande, dass die Indexwerte knapp über bzw. unter einer der Klassengrenzen liegen, so dass insgesamt in 61 % der Fälle eine weitgehende Übereinstimmung vorliegt (Zeile ‚Struktur ~ Fauna‘). Dabei bestehen keine Unterschiede zwischen EQIM₂ und dem AQEM-System.

Tabelle 14: Vergleich dreier biozönotischer Bewertungssysteme (Bestimmtheitsmaß: bezieht sich auf die Korrelationen zwischen biozönotischen Bewertungsindizes und Strukturindex; Zustandsklassen: Anzahl an Übereinstimmungen zwischen biozönotisch und abiotisch ermittelten Zustandsklassen [Struktur = Fauna: Zustandsklassen mit eindeutiger Übereinstimmung; Struktur ~ Fauna: Unterschiede resultieren einzig aufgrund der numerischen Nähe zu Klassengrenzen]).

	Frühjahrsdaten (Anzahl Datensätze: 31)			Sommerdaten (Anzahl Datensätze: 31)			beide Jahreszeiten (Anzahl Datensätze: 62)		
	EQIM ₂	AQEM	UBA	EQIM ₂	AQEM	UBA	EQIM ₂	AQEM	UBA
Bewertungsindizes									
Bestimmtheitsmaß	53%	32%	23%	70%	55%	38%	59%	43%	29%
Zustandsklassen									
Struktur = Fauna	14	15	13	13	11	11	27	26	24
Struktur ~ Fauna	20	20	15	18	18	17	38	38	32

In einzelnen Fällen weichen die Zustandsklassen zwischen biozönotischer Bewertung und abiotischem Ansatz deutlich voneinander ab. So indiziert die Biozönose am Wolfferter Bach im Frühjahr eine um zwei Klassen bessere Bewertung gegenüber der Klasse des Strukturindex, am Beispiel des Gewässers Namenlose fällt die Bewertung sogar um drei Klassen besser aus. Derlei Abweichungen werden im Rahmen des Kapitels 1 thematisiert und dort ausführlich behandelt.

Da bei etwa der Hälfte der Gewässerabschnitte (15 von 31) die sich ergebenden Zustandsklassen des EQIM₂ zwischen beiden Jahreszeiten differieren, sollen diese in einem ergänzenden Schritt gemittelt werden, um daraus ein stabileres Bewertungsergebnis zu generieren, was zudem den Vorteil bietet, ein Gewässer integrierend über mehrere Jahreszeiten zu bewerten. Die gemittelten Werte sind in Tabelle 15 dargestellt. Durch die Verrechnung beider Jahreszeiten fallen die Übereinstimmungen zwischen Strukturindex und biozönotischer Bewertung teilweise deutlich höher aus (siehe Tabelle 16 im Vergleich zu Tabelle 14), wobei die signifikantesten Verbesserungen den EQIM₂ und das AQEM-System betreffen – so liegen die Bestimmtheits-

maße dort um etwa 18 % höher. Das eigentliche Ziel der Mittelung, stabilere Bewertungsergebnisse zu erhalten, wird mit den Ausführungen zu Tabelle 17 behandelt.

Tabelle 15: Gegenüberstellung der jahreszeitlichen Mittelwerte dreier biozönotischer Bewertungssysteme (gemittelt wurden die Indizes folgender Systeme: Strukturindex, EQIM₂, AQEM-System, UBA-System; das AQEM-System war ursprünglich konzipiert im Wertebereich [1;5] und wurde nachträglich in die Skala [0;1] normiert – nähere Erläuterungen hierzu im Text [unter a) Vorbemerkung zu AQEM]).

Gewässerkürzel	Voreinstufung	Strukturindex	EQIM ₂			AQEM-System	UBA-System		Gewässerkürzel	Voreinstufung	Strukturindex	EQIM ₂			AQEM-System	UBA-System
			Frühjahr	Mittelwert	Sommer							Frühjahr	Mittelwert	Sommer		
WWb_1	1	0,99	0,76	0,83	0,89	0,93	0,71		Röh	3	0,58	0,61	0,65	0,68	0,79	0,74
WWb_2	1	0,99	0,78	0,78	0,79	0,83	0,73		Sal_1	3	0,45	0,60	0,55	0,50	0,50	0,67
Kal_1	2	0,69	0,67	0,68	0,69	0,80	0,66		Sal_2	3	0,48	0,48	0,44	0,41	0,59	0,67
Kal_2	2	0,80	0,76	0,76	0,75	0,70	0,67		Pal	2	0,71	0,80	0,71	0,62	0,75	0,77
Erk	3	0,50	0,76	0,74	0,73	0,81	0,83		Nam	4	0,30	0,83	0,66	0,50	0,74	0,79
Rur	1	0,86	0,69	0,63	0,58	0,58	0,70		Mar	3	0,58	0,66	0,64	0,62	0,71	0,77
PIB	2	0,72	0,72	0,77	0,81	0,79	0,73		GoB	2	0,75	0,73	0,65	0,57	0,60	0,57
PrB	2	0,70	0,64	0,58	0,52	0,64	0,59		EIB_1	1	0,84	0,80	0,76	0,72	0,84	0,77
WoB	3	0,36	0,61	0,53	0,44	0,59	0,63		EIB_2	1	0,84	0,79	0,72	0,65	0,84	0,77
NaB	5	0,01	0,21	0,17	0,13	0,15	0,43		Rie	2	0,71	0,85	0,82	0,79	0,90	0,75
Rah_1	5	0,15	0,11	0,13	0,14	0,06	0,16		TrB	3	0,43	0,57	0,52	0,47	0,56	0,54
Rah_2	5	0,11	0,13	0,15	0,17	0,15	0,17		Laa	2	0,79	0,82	0,82	0,81	0,85	0,87
Els	3	0,50	0,25	0,39	0,54	0,24	0,52		Lah	3	0,64	0,72	0,64	0,56	0,68	0,74
Vol	4	0,31	0,20	0,35	0,49	0,25	0,41		DrB_1	4	0,12	0,37	0,30	0,23	0,24	0,39
Lin	2	0,77	0,84	0,77	0,69	0,70	0,82		DrB_2	4	0,15	0,40	0,33	0,26	0,46	0,39
WaB	2	0,77	0,75	0,75	0,75	0,83	0,77									

Tabelle 16: Vergleich dreier biozönotischer Bewertungssysteme (rechte Hälfte der Tabelle: nach Mittelung der Indizes beider Jahreszeiten; linke Hälfte der Tabelle: ohne Mittelung der Jahreszeiten; Bestimmtheitsmaß: bezieht sich auf die Korrelationen zwischen biozönotischen Bewertungsindizes und Strukturindex; Zustandsklassen: Anzahl an Übereinstimmungen zwischen biozönotisch und abiotisch ermittelten Zustandsklassen [Struktur = Fauna: Zustandsklassen mit eindeutiger Übereinstimmung; Struktur ~ Fauna: Unterschiede resultieren einzig aufgrund der numerischen Nähe zu Klassengrenzen]).

	beide Jahreszeiten (Anzahl Datensätze: 62)			Mittelwert beider Jahreszeiten (Anzahl Datensätze: 31)		
	EQIM ₂	AQEM	UBA	EQIM ₂	AQEM	UBA
Bewertungsindizes						
Bestimmtheitsmaß	59%	43%	29%	69%	51%	29%
Zustandsklassen						
Struktur = Fauna	27	26	24	16	15	11
Struktur ~ Fauna	38	38	32	23	19	16

In den Forschungsprojekten AQEM und STAR wurden einige der Gewässer in beiden Projekten bearbeitet: im Falle der Gewässer Rahmede, Salwey, Elbrighäuser Bach und Dreisbach waren die Probestellen identisch, im Falle des Weißen Wehebaches wiesen diese untereinander große strukturelle Ähnlichkeiten auf; lediglich die beiden Abschnitte an der Kall waren bezüglich ihrer strukturellen Ausstattung verschieden. Mit Hilfe dieser sechs Gewässer ist es möglich, zumindest erste Hinweise auf die Stabilität der Bewertungssysteme zu gewinnen. Nach den in Tabelle 17 zusammengefassten Ergebnissen scheint das UBA-System am stabilsten zu sein, da die Werte für die jeweils in beiden Projekten beprobten Abschnitte nahezu identisch ausfallen, während die Indexwerte des AQEM-Systems am deutlichsten schwanken. Die tendenziell unterschiedlichen Situationen der Probestellen an der Kall werden durch den EQIM₂ und das AQEM-System anscheinend am besten wiedergegeben, die Bewertung nach dem UBA-System zeigt hier keine Unterschiede.

Tabelle 17: Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse zweimaliger Beprobungen jeweils eines Gewässers (Probenahmen erfolgten in AQEM und STAR; mit Ausnahme von Weißer Wehe und Kall erfolgten die Probenahmen an jeweils demselben Gewässerabschnitt; Ausnahme Weiße Wehe: beide Abschnitte mit nur geringfügigen morphologischen Unterschieden, Ausnahme Kall: Abschnitt aus STAR-Projekt ist morphologisch höher zu bewerten als der in AQEM beprobte Abschnitt; das AQEM-System war ursprünglich konzipiert im Wertebereich [1;5] und wurde nachträglich in die Skala [0;1] normiert – nähere Erläuterungen hierzu im Text [unter a) Vorbemerkung zu AQEM]).

Kürzel AQEM	Kürzel STAR	Strukturindex		EQIM ₂ -Bewertung		AQEM-Bewertung		UBA-Bewertung	
WWb_1	WWb_2	0,99	0,99	0,83	0,78	0,93	0,83	0,71	0,73
Kal_1	Kal_2	0,69	0,80	0,68	0,76	0,80	0,70	0,66	0,67
Rah_1	Rah_2	0,15	0,11	0,13	0,15	0,06	0,15	0,16	0,17
Sal_1	Sal_2	0,45	0,48	0,55	0,44	0,50	0,59	0,67	0,67
EIB_1	EIB_2	0,84	0,84	0,76	0,72	0,84	0,84	0,77	0,77
DrB_1	DrB_2	0,12	0,15	0,30	0,33	0,24	0,46	0,39	0,39

Validierung

Es ist nahe liegend, dass ein neues System auf Grundlage derjenigen Daten, an denen es entwickelt wurde, plausible Ergebnisse liefert; seine eigentliche Bewährungsprobe muss es jedoch erst im Umgang mit weiteren Daten, so genannten Fremddaten, unter Beweis stellen. Um zu überprüfen, inwieweit das neue System auch anhand solcher fremder Datensätze plausible und nachvollziehbare Ergebnisse liefert, wurden faunistische Daten weiterer Forschungsprojekte herangezogen, in denen zumindest eine ähnliche Besammlungsmethodik zur Anwendung kam. Die Aufsammlungen stammen überwiegend aus Gewässern des Typs 5, einige Datensätze wurden an Gewässern des Typs 5.1 erhoben (dieser Typ stellt die feinmaterialreiche Variante des Typs 5 dar). Die Gewässerabschnitte decken mit Einzugsgebietsgrößen von 10 km² bis 100 km² das gesamte Spektrum dieser Größenklasse ab.

Für die Validierung wurden die folgenden Datenquellen herangezogen:

- AQEM-Projekt: zusätzliche 10 Probestellen eines Subauftragnehmers, jeweils Frühjahr und Sommer (20 Datensätze);
- MAKEF-Projekt⁷: 40 Datensätze aus dem Sommer aus überwiegend stark überformten Abschnitten;
- LAWA-Praxistest 2004⁸: 11 Datensätze aus dem Frühjahr (8 der 11 Probestellen lagen an Gewässern des Typs 5.1);
- Mittelgebirgsprojekt⁹: 8 Probestellen von ausschließlich natürlichen oder naturnahen Abschnitten, jeweils Frühjahr und Sommer (16 Datensätze).

Daraus ergab sich ein zusätzliches Set von 79 Probenahmen aus Gewässertyp 5 sowie 8 Probenahmen aus dem verwandten Gewässertyp Typ 5.1. Die Bewertung wurde mit den in Tabelle 12 zusammengestellten *core metrics* sowie den dort angegebenen Ankerpunkten durchgeführt. Als Vergleichsmaß sollen wiederum die von der Gewässermorphologie der Probestellen abgeleiteten Bewertungsklassen dienen. Da die nötigen Zusatzinformationen zur strukturellen Ausstattung der Probestellen ausschließlich für die in AQEM beprobten Gewässer (zweiter Datensatz) vorlagen, konnte lediglich für diese Stellen der Strukturindex berechnet werden. Im MAKEF-Projekt wurde zur Charakterisierung des strukturellen Zustandes ein dem Strukturindex vergleichbares System verwendet, das der so genannten »Malus-Faktoren«. Hierbei wurden für ein Set von 14 Malus-Parametern jeweils 0 bis 7 Punkte vergeben, die aufsteigend die Intensität einer bestehenden Beeinträchtigung des Abschnittes indizieren und anschließend zum Index aufaddiert wurden. Beispiele für Malus-Parameter sind: fehlende Beschattung, fehlendes Totholz, geringe Strömungsdiversität, gleichförmige Substratverteilung oder ein zu geringer Anteil an Feinsedimenten; daneben wurden aber auch solche Parameter betrachtet, die nicht unmittelbar strukturelle Aspekte berücksichtigen, wie beispielsweise die Restwasserproblematik, Verockerung, künstliche Erwärmung oder Sauerstoffdefizit. Zur Klassifizierung wurden die folgenden Grenzwerte festgesetzt: sehr guter Zustand (0 bis 8 Punkte), guter Zustand (9-16 Punkte), mäßiger Zustand (17-24 Punkte), unbefriedigender Zustand (25-31 Punkte), schlechter Zustand (32-40 Punkte). Für die Probestellen der übrigen Datenquellen (Mittelgebirgsprojekt und LAWA-Praxistest) lagen keine ausreichenden abiotischen Angaben vor, so dass lediglich die persönliche Einschätzung der Bearbeiter als Vergleichswerte zur Verfügung standen.

a) Vergleich der Bewertungssysteme: Um die Funktionalität des neuen Systems einschätzen zu können, wurden zunächst die Ergebnisse der verschiedenen Bewertungssysteme einander gegenübergestellt. Wie aus Tabelle 18 ersichtlich werden in den meisten Fällen gleiche Zustandsklassen zugewiesen: bei 36 Datensätzen (41 %) fallen die Klassen aller drei Bewertungssysteme identisch aus, bei 46 weiteren Datensätzen stimmen diese zumindest bei zweien der Systeme überein, wobei das dritte System lediglich um eine Klasse abweicht; nur 6 % der Datensätze weisen mäßige bis größere Abweichungen auf. Auch beim Vergleich der Indizes ergibt sich ein relativ hohes Maß an Übereinstimmung (Tabelle 19): sowohl bei der Betrachtung einzelner Jahreszeiten (linke Hälfte) wie auch bei der gemeinsamen Berücksichtigung beider Jahreszeiten (rechte Hälfte unter Punkt [1]) liegen die Korrelationskoeffizienten zwischen 0,66 und 0,83; tendenzielle Unterschiede zwischen den Jahreszeiten sind dabei nicht zu erkennen. Zur

⁷ Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potentials gemäß EU-WRRL (Forschungsvorhaben im Auftrag des BMB+F)

⁸ Anwendung und Erprobung neu entwickelter Verfahren zur Fließgewässerbewertung (Makrozoobenthos)

⁹ Typisierung und Leitbildfindung für kleine und mittelgroße Fließgewässer des Mittelgebirgsraumes NRW (Studie im Auftrag des Landesumweltamtes NRW)

Gewinnung stabilerer Bewertungsergebnisse sollten die Indexwerte beider Jahreszeiten gemittelt werden – im vorliegenden Fall ist dies lediglich beim zweiten Datensatz des AQEM-Projektes möglich. Die daraus gewonnenen Korrelationskoeffizienten liegen mit 0,75 bis 0,90 deutlich höher als die entsprechenden Werte der einzelnen Jahreszeiten (Tabelle 19, rechte Hälfte unter Punkt [2]).

Tabelle 18: Gegenüberstellung der Ergebnisse von EQIM₂ und weiteren Bewertungsindizes (Probestellen wurden jeweils absteigend sortiert nach Sommerwerten des EQIM₂ [bzw. Frühjahr, falls keine Sommerdaten vorhanden waren]; AQEM-Projekt: Originalwerte des EQIM wurden auf Skala [0; 1] umgerechnet, der Strukturindex (konservativ) ist als Mittelwert beider Jahreszeiten angegeben; Mittelgebirgsprojekt: ein Strukturindex existiert nicht; LAWA-Praxistest: kursiv gesetzte Gewässer gehören dem Typ 5.1 an, ein Strukturindex existiert nicht; alle Daten aus dem Frühjahr; MAKEF-Projekt: Strukturindex in Form von Malus-Faktoren [Erläuterungen im Text]; OL = Oberlauf; der Strukturindex wird aus Platzgründen im Wertebereich [0;100] angegeben; alle Daten aus dem Sommer).

	Frühjahr			Sommer										
	EQIM ₂	AQEM-System	UBA-System	EQIM ₂	AQEM-System	UBA-System		EQIM ₂	AQEM-System	UBA-System		EQIM ₂	AQEM-System	UBA-System
AQEM-Projekt (zweiter Datensatz)							LAWA-Praxistest (Typ 5.1)				MAKEF-Projekt (Fortsetzung)			
Gewässer							Gewässer				Gewässer			
Linspher B._b	0,73	0,78	0,63	0,73	0,60	0,57	Kleine Enz	0,56	0,73	0,75	Ennepe_b	0,44	0,50	0,39
Gelängebach	0,76	0,63	0,74	0,71	0,80	0,51	Kaiserbach	0,53	0,53	0,26	Ennepe_c	0,42	0,28	0,47
Orke	0,69	0,70	0,76	0,61	0,70	0,53	Kaiserbach	0,42	0,48	0,29	Sorpe	0,41	0,45	0,29
Linspher B._a	0,72	0,73	0,81	0,58	0,70	0,58	Jossa	0,34	0,50	0,49	Henne_c	0,41	0,48	0,40
Brühne	0,53	0,53	0,60	0,48	0,48	0,21	Eußerbach_b	0,32	0,40	0,39	Großmicke	0,40	0,48	0,40
Ruhr OL	0,68	0,63	0,79	0,45	0,45	0,30	Eußerbach_a	0,31	0,28	0,29	Leiße	0,40	0,40	0,30
Elsoff_b	0,65	0,73	0,77	0,40	0,48	0,38	Jossklein_b	0,28	0,20	0,19	Wenne	0,38	0,45	0,43
Liese	0,68	0,65	0,73	0,35	0,53	0,49	Jossklein_a	0,18	0,28	0,27	Henne_b	0,38	0,43	0,29
Kleine Henne	0,59	0,50	0,56	0,35	0,43	0,22					Nahmer B.	0,36	0,35	0,44
Elsoff_a	0,82	0,63	0,77	0,22	0,38	0,32					Möhne	0,34	0,40	0,36
Mittelgebirgsprojekt							MAKEF-Projekt							
Dödesbach	0,64	0,75	0,77	0,83	0,88	0,77	Kelbke_b	0,80	0,80	0,49	Veischede_b	0,31	0,35	0,36
Heve	0,34	0,65	0,55	0,63	0,58	0,64	Elpe_a	0,73	0,75	0,76	Linnepe_b	0,31	0,35	0,39
Ohbach	0,44	0,53	0,44	0,63	0,68	0,31	Linnepe	0,72	0,78	0,64	Ennepe_a	0,29	0,53	0,38
Renau	0,54	0,68	0,77	0,52	0,55	0,60	Waldbach	0,72	0,75	0,57	Veischede_a	0,28	0,45	0,43
Kl.Schmalenau	0,48	0,53	0,64	0,44	0,50	0,47	Ruhr OL	0,58	0,50	0,46	Kelbke_a	0,25	0,35	0,24
Bröl	0,37	0,65	0,37	0,36	0,35	0,23	Verse	0,57	0,48	0,41	Volme	0,25	0,20	0,26
Ursprungsbach	0,36	0,58	0,41	0,35	0,55	0,31	Elpe_b	0,57	0,55	0,66	Lenne_a OL	0,24	0,43	0,41
Weißer Weheb.	0,47	0,60	0,55	0,31	0,30	0,38	Henne_d	0,55	0,40	0,30	Öse	0,24	0,35	0,29
LAWA-Praxistest (Typ 5)							Biber	0,54	0,53	0,29	Lenne_b OL	0,24	0,15	0,28
Oder	0,71	0,70	0,84	---	---	---	Borkebach	0,53	0,50	0,44	Abbabach	0,24	0,25	0,18
Große Pyra	0,69	0,48	0,76	---	---	---	Henne_a	0,51	0,43	0,50	Bigge	0,22	0,23	0,23
Prims	0,18	0,13	0,24	---	---	---	Oster	0,49	0,50	0,55	Kl. Henne	0,17	0,28	0,25
							Olpe	0,47	0,58	0,56	Selbecke	0,15	0,30	0,34
							Rarbach	0,46	0,53	0,47	Elsche	0,14	0,15	0,29
							Baarbach	0,44	0,30	0,17	Nette	0,11	0,15	0,28

Tabelle 19: Korrelationskoeffizienten der Bewertungssysteme untereinander (linke Hälfte der Tabelle: Korrelationsergebnisse bei getrennter Betrachtung der Jahreszeiten; rechte Hälfte der Tabelle: Korrelationsergebnisse bei gemeinsamer Betrachtung [Unterteilung (1): Grundlage ist gesamter Bestand an Validierungsdaten = 62 Datensätze; Unterteilung (2): alleinige Berücksichtigung der AQEM-Datensätze, Frühjahrs- und Sommerwerte der Bewertungsergebnisse waren zuvor gemittelt worden]; alle Korrelationen sind signifikant mit $p < 0,05$).

nach Jahreszeiten getrennt (jeweils 31 Datensätze)				beide Jahreszeiten (62 bzw. 10 Datensätze)			
<div>Sommer</div> <div>Frühjahr</div>	EQIM ₂	AQEM	UBA	<div>(2)</div> <div>(1)</div>	EQIM ₂	AQEM	UBA
EQIM ₂	1,00	0,83	0,66	EQIM ₂	1,00	0,89	0,74
AQEM	0,68	1,00	0,73	AQEM	0,82	1,00	0,92
UBA	0,83	0,73	1,00	UBA	0,74	0,78	1,00

b) Vergleich zur Voreinstufung: Unter Berücksichtigung derjenigen Datensätze, die mittels der AQEM-Methode gewonnen wurden (Daten aus AQEM und MAKEF = 60 Datensätze), und etwaiger Differenzen, die allein aus der numerischen Nähe der Indizes zu den Klassengrenzen resultieren, ergeben sich in etwa 50 % der Fälle Übereinstimmungen in den Zustandsklassen zwischen biozönotischer Bewertung und Voreinstufung.

Inwieweit der EQIM₂ eine Differenzierung zwischen Gewässerabschnitten unterschiedlicher ökologischer Zustände ermöglicht, geht aus Abbildung 14 hervor. Hierzu wurden die Probestellen auf der Grundlage der Voreinstufungen in die drei qualitativen Klassen gut, mittel und schlecht eingeteilt – maßgebliches Kriterium war das 75. bzw. 25. Perzentil; somit entfallen die 25 % besten Stellen auf die erste Gruppe, die 25 % schlechtesten Stellen auf die dritte Gruppe. Dieses Vorgehen orientiert sich an dem Prozedere, wie es in JOHNSON et al. (2005) beschrieben wurde. Der Unterschied zwischen den ersten beiden Gruppen ist signifikant (Mann-Whitney U-Test: $p < 0,001$), zwischen den letzten beiden Gruppen gibt es einen breiten Überlappungsbereich. Die Verteilung zeigt jedoch die deutliche Tendenz, dass gute Stellen besser und verarmte Stellen schlechter bewertet werden. Eine Interpretation der Resultate wird in Kapitel 3.4.1 gegeben.

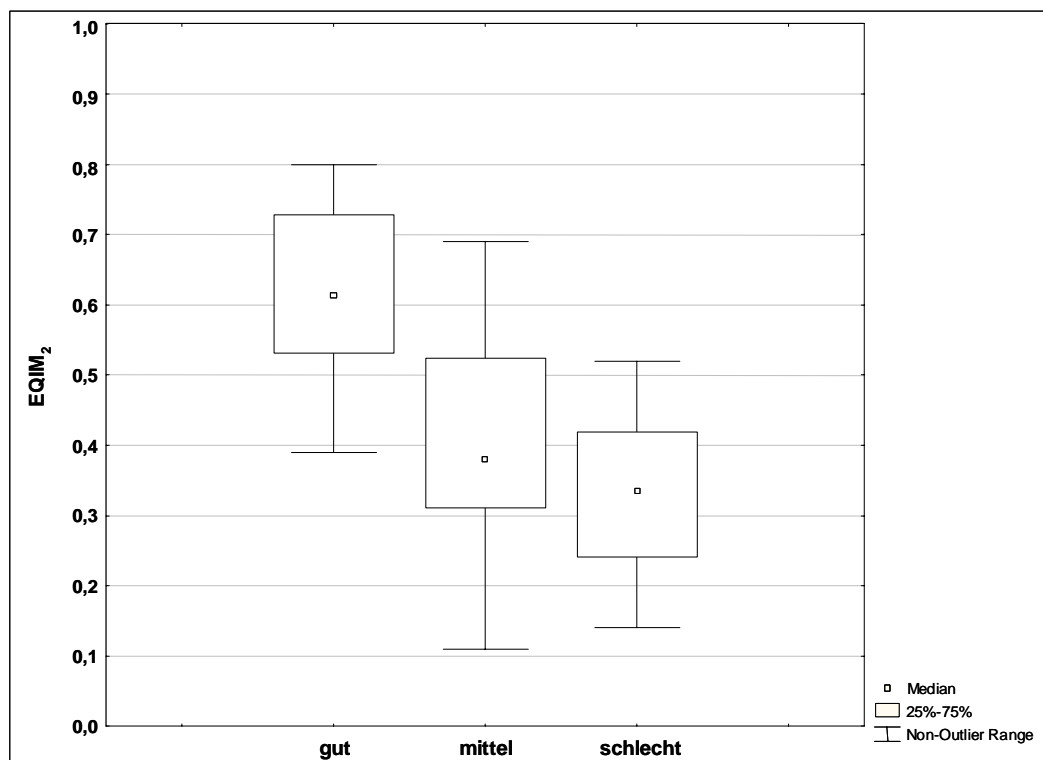


Abbildung 14: Box-Whisker-Plot zur Darstellung der Diskriminanz des neuen Bewertungssystems.

3.4 Diskussion

3.4.1 Bewertungssystem

Das vorgeschlagene Bewertungssystem zur Indikation struktureller Degradation besteht aus sechs Modulen, die mittels der *core metrics* verschiedene inhaltliche Aspekte der Biozönose ausdrücken – im übertragenen Sinne handelt es sich um eine Ebene auf sechs Säulen. Der Leser mag denken, dass die Zahl von Vier ausgereicht hätte, was sich zudem praktischerweise mit der Anzahl an Metrikgruppen deckte. Darauf ließe sich antworten, dass vier Säulen sehr wohl ausreichen, jedenfalls solange nichts Unerwartetes geschieht, doch sollte eine von ihnen ihrer Funktion nicht mehr nachkommen, wäre die Stabilität der Ebene gefährdet. Der Vorteil multi-metrischer Systeme besteht darin, dass mehr Metriks eingebunden werden, als eigentlich benötigt werden, um damit zu gewährleisten, dass das System auch dann noch funktioniert, wenn einige der Bausteine ausfallen.

Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile des neuen Systems eingehend diskutiert, zunächst im Detail, mit einem konkreten Bezug zu den einzelnen Metriks, im Anschluss daran im Allgemeinen.

Core Metrics

Das Bewertungssystem beinhaltet sechs *core metrics* und deckt damit ein breites Spektrum ökologischer Ansprüche ab. Den umfassendsten Metrik stellt der Diversitätsindex nach Margalef dar, der letztlich integrativ die Ausprägung der gesamten Biozönose hinsichtlich ihrer jeweiligen Taxazahlen beschreibt. Die übrigen Metriks dagegen besitzen eine mehr oder weniger spezielle Aussage, die sich entweder auf eine einzelne Artengruppe beschränkt (Prozentanteil Plecoptera), spezifische autökologische Eigenschaften der Biozönose beschreibt (Anteil Krenal, Anteil Phytalbesiedler, Anteil Sedimentfresser) oder konkrete Aussagen über das Ausmaß ihrer gewässertypspezifischen Ausprägung macht (Faunaindex).

Für eine Akzeptanz des neuen Systems bedeutsam ist die Frage, ob die einzelnen Metriks sich in einen inhaltlich-kausalen Zusammenhang mit struktureller Degradation bringen lassen, denn eine Bewertung von Ökosystemen darf sich nicht allein auf hohe Korrelationen einzelner Module beschränken. Im Folgenden werden daher die inhaltlichen Aussagen der *core metrics* im Einzelnen behandelt.

Der Metrik »Prozentanteil Plecoptera« integriert eine taxonomische Gruppe, die sich im Wesentlichen durch zwei autökologische Eigenschaften charakterisieren lässt: strömungsliebend und intolerant gegenüber Sauerstoffdefiziten (JACOBS & RENNER, 1988; MEYER, 1987). Nach den autökologischen Angaben, die der Datenbank des »AQEM river assessment program« entnommen wurden, sind sie überwiegend Bewohner gröberen Substrats (Präferenz für lithale Bereiche liegt bei etwa 52 %), über 80 % der Taxa sind rheophil – insbesondere die anspruchsvolleren größeren Arten (z. B. Arten der Familie Perlidae) leben in turbulenter Strömung unter lagestabilen Steinen, wo sie ausreichend mit Sauerstoff versorgt werden. Die Notwendigkeit eines hohen Sauerstoffgehalts bedingt dabei, dass ihre Abundanzen in Gewässern mit stärkerer sommerlicher Erwärmung deutlich zurückgehen; eine nachhaltige Erwärmung lässt sich in den meisten Fällen auf anthropogene Einflüsse zurückführen (Besonnung, Urbanisierung). Da zudem etwa $\frac{3}{4}$ der Arten überwiegend in hypokrenalen bis metarhithralen Abschnitten auftreten, sind sie für eine Bewertung von Mittelgebirgsgewässern in idealer Weise geeignet.

Der Faunaindex ist im AQEM-Projekt in seiner Ausprägung für Fließgewässertyp 5 von mir entwickelt worden – eine ausführliche Beschreibung des Metriks wird in LORENZ et al. (2004b) gegeben. Der Index basiert auf der Stetigkeit und mittleren Individuendichte von Arten und höheren Taxa in zuvor festgelegten Gruppen von Probestellen; die Gruppenzuordnung erfolgte

dabei auf der Basis des im AQEM-Projektes entwickelten typspezifischen Strukturindexes. Mittels einer so genannten IndVal-Analyse (vergleichbar der in Kapitel 0 beschriebenen Methode) konnten bestimmte Taxa ausgewiesen werden, die charakteristisch sind für Gewässerabschnitte mit guter, mäßiger oder schlechter Struktur. Somit ist ein kausaler Zusammenhang zu struktureller Degradation schon allein aus der Entwicklung des Metriks heraus gegeben.

Auf den Metrik der Diversität ist teilweise bereits im Ergebnisteil eingegangen worden (siehe Seite 45). Abgesehen von dem prinzipiellen Verhalten aller Diversitätsindizes, bei leichten Störungen, bedingt durch eine steigende Artenzahl, zunächst anzusteigen, weist der Index nach Margalef einige Besonderheiten auf. Es sollte bekannt sein, dass sich der Shannon-Wiener-Index (D_{S-W} ; Formel siehe unten) proportional zur Artenzahl und der Gleichverteilung vorhandener Individuen verhält. Die Diversität nach Margalef (D_M) berechnet sich nach einer deutlich einfacheren Formel (siehe unten), aus der hervorgeht, dass der Index ebenfalls mit der Artenzahl ansteigt, jedoch in einem antiproportionalen Verhältnis zur Gesamtabundanz steht. Zudem geht die Dominanz eines Taxons nicht in die Formel ein, was bedeutet, dass das Maß der Gleichverteilung von Organismen nicht berücksichtigt wird – bei vorgegebener Gesamttaxa- sowie Gesamtindividuenzahl bleibt die Diversität konstant. Eine Massenentwicklung weniger Arten bzw. die dadurch ausgelöste Ungleichverteilung wird aber dennoch darüber indiziert, dass der Index bei steigender Individuenzahl sinkt. Logarithmische Funktionen differenzieren im unteren Wertebereich (hier: bei niedrigen Abundanzen) stärker als im oberen; durch die Stellung der Funktion im Nenner der Gleichung dreht sich dieses Verhältnis allerdings um: sehr große Abundanzwerte drücken sich in einer deutlich verringerten Diversität aus, wodurch Massenentwicklungen von Arten negativ indiziert werden.

$$D_{S-W} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right), \quad n_i = \text{Abundanz des } i\text{-ten Taxons}; A = \text{Gesamtabundanz}; s = \text{Taxazahl};$$

$$D_M = (i - 1) / \ln(A), \quad I = \text{Taxazahl}; A = \text{Gesamtabundanz}.$$

Arten mit Präferenzen für krenale Abschnitte sind an die abiotischen Bedingungen von Quellläufen und daran anschließender Abschnitte angepasst, was sich beispielsweise durch einen hohen Anteil an Totholz, Genisten oder Falllaub sowie ein relativ ausgeglichenes Temperaturregime mit niedrigen Sommer- und höheren Wintertemperaturen ausdrückt. Knapp ein Drittel derjenigen Taxa, die eine Präferenz von mindestens 50 % für krenale Abschnitte besitzen, sind zugleich als Phytalbesiedler ausgewiesen. Die Ausprägung Phytalbesiedler innerhalb der Funktionalen Gruppe »Habitatpräferenzen« ist eine relativ allgemeine Information; darunter dürften nicht wenige Taxa fallen, die lediglich eine geringe Präferenz für krautige Vegetation, wohl aber für andere organische Substrate, wie z. B. Totholz, besitzen. So ist, um nur ein Beispiel zu nennen, die obligat xylophage Art *Lype reducta* hinsichtlich ihrer Habitatpräferenz zu 100 % als Phytalbesiedler eingestuft. Etwa ein Drittel der krenaltypischen Taxa entfallen auf die Gruppe der Trichoptera, der grundsätzlich und beinahe unabhängig von Fließgewässertypen, eine große Bedeutung bei der Bewertung von Fließgewässern zukommt, auch wenn ihr Anteil im vorliegenden Fall nicht als *core metric* aufgenommen wurde, da der Anteil der Plecoptera, vor allem im Zusammenwirken mit anderen Metriks, eine geringfügig bessere Eignung zeigte. Der Metrik »Präferenzen für krenale Abschnitte« ist einer längszonalen Abhängigkeit unterworfen; nach der Theorie sollte er in seinem Wert absinken, je weiter ein Gewässerabschnitt von der Quelle entfernt ist – folglich sänke die Bewertungsgüte mit zunehmender Quellentfernung ab, unabhängig von der tatsächlich wirkenden, anthropogen bedingten strukturellen Degradation. Aufgrund solcher Überlegungen und um längszonale Aspekte zu minimieren, waren in den Projekten bewusst Abschnitte ausgewählt worden, deren Einzugsgebiete eine zumindest vergleichbare Größenordnung aufweisen. Unter der Berücksichtigung einer natürlichen

Schwankungsbreite scheint der Metrik aber zumindest bis zu einer Einzugsgebietsgröße von 50 km² für Bewertungsfragen plausible Ergebnisse zu liefern. Bei Gewässern mit größerem Einzugsgebiet sänke der Wert des Metriks tendenziell vermutlich ab; in diesem Zusammenhang muss jedoch auf die Stärke multimetrischer Systeme hingewiesen werden, was zu Beginn des Kapitels 3.4.1 behandelt wurde..

Auf den Metrik der Phytalbesiedler wurde bereits kurz eingegangen. Im scheinbaren Widerspruch zu obiger Bemerkung scheint ein Großteil der durch ihn indizierten Präferenzen dennoch auf die Besiedlung krautiger Vegetation ausgerichtet zu sein. Der Metrik verhält sich antiproportional zur Struktur und indiziert damit den Umstand (der auch vielfach im Gelände beobachtet werden konnte), dass im Zuge steigender Überformung und damit einhergehender Ausdünnung des ufernahen Gehölzstreifens der Anteil von Makrophyten im Gewässer aufgrund zunehmender Besonnung zunimmt. Beispiele für Taxa, die auf diese Weise gefördert werden, sind verschiedene Arten der Mollusca oder der Ephemerellidae, die mit ihrem Auftreten somit als Störungszeiger fungieren.

Ebenfalls negative Korrelation mit der Struktur weist der Metrik der Detritus- und Sedimentfresser auf, wobei dieser Ernährungstyp häufig unter dem Begriff »Sammler« genannt wird, was die wörtliche Übersetzung des englischen Namens *gatherers/collectors* darstellt, der die Aktivität der Organismen jedoch in keinsten Weise beschreibt, da der Vorgang des Sammelns immer mit dem Ziel verknüpft ist, die gesammelten Dingen zu behalten und aufzubewahren. Tiere aber wollen fressen. Der oben verwandte treffendere Begriff wird in dieser Form auch in SCHMEDTJE & COLLING (1996) verwendet. Der Metrik differenziert in seiner Aussage zwischen den nahezu vollständig beschatteten naturnahen Abschnitten, die reich an allochthonem, grobpartikulärem Material sind, und den naturfernen, überwiegend besonnten Abschnitten ohne einen solchen Eintrag. Er nutzt damit die parallel zur Degradation beobachtbare Abnahme der Zerkleinerer bei gleichzeitiger Zunahme von Filtrierern und Sedimentfressern aus und zeichnet damit die Theorie des RCC (VANNOTE, 1980) auf einer kleineren Maßstabsebene nach.

Somit weisen gleich mehrere Metriks neben der Bewertung auch gewisse längszonale Aspekte auf, was insbesondere die drei Metriks der funktionalen Gruppen betrifft, mit Einschränkungen aber auch für den Prozentanteil der Plecoptera gilt. Eine solche Unsicherheit ist allerdings nicht nur multimetrischen Systemen zu eigen, sondern betrifft jedes Bewertungsverfahren, ganz gleich, ob dieses multimetrisch oder multivariat arbeitet, ob es auf Artenidentitäten oder Artenfehlbeträgen aufbaut – zentraler Baustein ist immer ein Vergleich, und ein Vergleich bedarf einer Referenz (siehe hierzu auch die Vorgabe der WRRL). Je enger diese Referenz definiert ist, desto schärfer können Abweichungen indiziert werden, desto störender wirken sich aber zugleich längszonale Aspekte aus. Eine breit gestreute Referenz, beispielsweise über das gesamte Rhithral, vermeidet solche Störungen, vermindert aber gleichzeitig die Aussagekraft eines Ergebnisses. Das hier vorgestellte multimetrische System versucht einen Mittelweg zu beschreiten, weniger über eine ausgeklügelte Definition der Referenzbedingungen, sondern vielmehr über eine ausbalancierte Auswahl der Metriks, die einerseits sehr verschiedene Ausprägungen und Eigenschaften der Biozönose integrieren und andererseits durch ihre Vorzeichen (sowohl negative als auch positive Korrelationen) den Einfluss längszonaler Effekte dadurch vermindern, dass diese sich zumindest teilweise gegeneinander aufheben.

Funktionalität

Nach dem allgemeinen Verständnis muss sich ein Berechnungsalgorithmus zur Wertung bestimmter Zielgrößen stets an der praktischen Anwendbarkeit messen lassen. Dies gilt für Bewertungssysteme in gleicher Weise; das Funktionieren auf Basis derjenigen Daten, anhand derer das System entwickelt wurde, ist notwendige Voraussetzung für eine Praxistauglichkeit, jedoch keine hinreichende. Anhand von Fremddaten wurde das neue Bewertungssystem auf seine Funktionalität hin überprüft.

Im vorliegenden Fall zeigten sich beim Vergleich der Zustandsklassen der verschiedenen Bewertungssysteme Übereinstimmungen von etwa 50 %, der Bewertungsindex differenzierte zwischen den gebildeten Gruppen (gut – mittel – schlecht) im oberen Bereich besser als im unteren Bereich (Abbildung 14 auf Seite 53), die Reihung der Probestellen orientiert sich dabei grob an der vorhandenen Degradation.

Bezüglich der Abschätzung der Validierungsgüte gilt es zunächst zu berücksichtigen, dass ein Bewertungssystem bei der Verarbeitung fremder Daten mit großer Wahrscheinlichkeit schlechtere Resultate erzielt als mit denjenigen Daten, anhand derer es erstellt wurde. Unter der Voraussetzung, dass die Erstellung eines solchen Systems bestmöglich an den vorliegenden Daten vollzogen wurde, ist es eine fast zwangsläufige Folge, dass fremde Daten im Hinblick auf plausible Bewertungsergebnisse schlechter abschneiden. Das bedeutet nicht zwangsläufig, dass die ausgewählten Metriks lediglich mit den Originaldaten nachvollziehbare Resultate liefern, häufig ist es eher eine Frage der Feinjustierung (Normierung der Metriks). Wie Abbildung 14 zeigt, differenziert das System sehr wohl zwischen den Einstufungen gut, mittel und schlecht; was jedoch einer Überarbeitung bedarf ist das vom EQIM₂ abgedeckte Intervall: so liegt das 75. Perzentil der ersten Gruppe (beste 25 % der Probestellen) bei einem Wert von 0,73, das 25. Perzentil der dritten Gruppe (schlechteste 25 % der Probestellen) bei einem Wert von 0,24. Etwa 85 % der Datensätze decken somit lediglich die Hälfte der maximal möglichen Skala ab, in einem Bereich von 30 % der Skala (oberhalb von 0,80 und unterhalb von 0,10) liegt keines der Validierungsergebnisse, obwohl einige der Daten einerseits Typologieprojekten entstammen, die sehr naturnahe Abschnitte berücksichtigten, und andererseits an erheblich veränderten Gewässern erhoben wurden (MAKEF-Projekt). Zur Verbesserung der Funktionalität ist es daher erforderlich, in der nahen Zukunft gewisse Justierungen an der Höhe der Ankerpunkte vorzunehmen, sobald ausreichend viele und geeignete Fremddatensätze vorliegen.

Inwieweit die jeweils zugrunde liegende Erhebungsmethodik (Beprobung, Sortierung, Unterprobennahme) einen Einfluss auf die Bewertung besitzt, lässt sich schwer abschätzen. Diesbezügliche Untersuchungen weisen in unterschiedliche Richtungen (HAASE et al, 2004a; HAASE et al., 2004b; LORENZ et al., 2004c; Friberg et al., 2005), jedoch scheinen diese Auswirkungen deutlich geringer auszufallen als jahreszeitliche Effekte. Da ein Teil der Datensätze mit einer abweichenden Geländemethode erhoben wurde (z. B. *surber sampler* statt *shovel sampler*) kann aber zumindest nicht ausgeschlossen werden, dass zumindest ein Teil der abweichenden Klassifikationen methodische Ursachen hat. Im Falle des zweiten AQEM-Datensatzes scheinen bei mindestens einem der Teilschritte (Probenahme, Sortierung oder Bestimmung) Unregelmäßigkeiten aufgetreten zu sein, da eine durchgeführte Redundanzanalyse beider AQEM-Datensätze als stärkste Erklärungsgröße für die Varianz in den Taxadaten (noch vor dem jahreszeitlichen Einfluss) den Parameter »Bearbeiter« ergab¹⁰.

Eine weitere Ursache für die auftretenden Differenzen liegt möglicherweise in der subjektiv vergebenen Voreinstufung vor dem Hintergrund nicht immer deckungsgleicher Zielsetzungen der einzelnen Forschungsprojekte. Ziel des MAKEF-Projektes war die Erstellung eines Bewertungssystems für erheblich veränderte Gewässer. Die Einstufung in diese Gewässer-

¹⁰ ergänzende Erläuterung: Die beiden AQEM-Datensätze wurden von unterschiedlichen Bearbeitern erhoben.

kategorie kann verschiedene Gründe haben: so waren bei der Auswahl der Probestellen neben urban-strukturellen Aspekten auch der Einfluss von Talsperren sowie das Vorhandensein von Ausleitungsstellen bzw. die Restwasserproblematik maßgeblich; diese Faktoren flossen letztlich auch in die Bewertung der Voreinstufung (Malus-Faktoren) mit ein, so dass eine eindeutige Vergleichbarkeit zu dem AQEM- und STAR-Stellen nicht zwangsläufig gegeben ist.

Im Rahmen von Untersuchungen zum Einfluss von Einzugsgebieten auf Gewässerabschnitte (Kapitel 1, ab Seite 65) wurden sieben zusätzliche Probenahmen am Waldbach durchgeführt. Auch wenn ihre Anzahl begrenzt ist, stützen die gewonnenen Ergebnisse die Aussagen zur Funktionalität des Systems; die Übereinstimmung zwischen EQIM₂ und Strukturindex liegt mit einem Bestimmtheitsmaß von etwa 67 % in der gleichen Größenordnung, die auch bei der Erstellung des Bewertungssystems erzielt wurde. Zu der am Waldbach verwandten Methodik siehe Kapitel 5.1.3 (Seite 117), die wesentlichen Ergebnisse werden mit Tabelle 44 wiedergegeben.

Resümierend lässt sich festhalten, dass unter Berücksichtigung der angesprochenen Umstände und der Tatsache, dass die sich in der Vergangenheit bewährten Systeme von AQEM und UBA keine signifikant anderen Resultate ergaben, die Validierung auf eine in diesem Stadium hinreichend gute Funktionalität hindeutet. Nach der Hinzunahme zukünftiger Datensätze wird jedoch unter Umständen eine Neujustierung der Ankerpunkte erforderlich sein.

Mindestanforderungen

Vor dem Hintergrund der vorangegangenen Ausführungen könnte man zu dem Schluss gelangen, dass die speziellen Anforderungen an die zu praktizierende Methodik in der bestehenden Form unter Umständen zu groß sein könnten. Was nützt ein System für die breite Anwendung, welches relativ hohe Ansprüche an die Datenerhebung stellt?

Ein weiterer Inhalt der Wasserrahmenrichtlinie, neben der biozönotischen Bewertung, ist die Interkalibrierung, deren Ziel die Herstellung einer möglichst guten Vergleichbarkeit von Ergebnissen unterschiedlicher Bewertungssysteme in den verschiedenen Mitgliedsstaaten ist. Zur Realisierung eines solchen Zieles wären einheitliche Methoden wünschenswert. Das föderale System Deutschlands bot in der Vergangenheit den Nährboden für eine große Diversität verschiedener Methoden; eine solche Vielfalt, in Ökosystemen sicherlich erstrebenswert, ist bei der Bewertung von Gewässern eher hinderlich und dafür verantwortlich, dass eine direkte Vergleichbarkeit nicht selten erschwert oder gar unmöglich gemacht wird. Es muss folglich das Ziel sein, nicht nur vor dem Hintergrund von Interkalibrierung, sondern vor allem auch mit Blick auf eine effektivere Behandlung und Interpretation von Ergebnissen, zu einer vergleichbaren Methodik zu kommen, die deutschlandweit Anwendung findet. Standardisierte Vorgaben sind demnach einer breiten Anwendung eines Bewertungssystems nicht hinderlich, sondern eher eine obligate Voraussetzung. Nicht umsonst werden unter Federführung der LAWA Anstrengungen unternommen, in Deutschland eine standardisierte und von allen Bundesländern akzeptierte Methode zu entwickeln. Die eingangs gestellte provokative Frage nach dem Nutzen eines derartigen Standards wäre damit in ihrem Grundwesen beantwortet. Was bleibt, ist die Frage danach, wie hoch die Anforderungen an das Bewertungssystem tatsächlich sind und wie groß Abweichungen in der Methodik sein dürfen, um noch plausible Resultate zu erhalten. Dabei dürfte vor allem die Probenahme im Gewässer im Vordergrund stehen.

Ziel der Bewertung ist die integrative Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Gewässerabschnittes; von daher ist es nicht ausreichend, sich bei der Beprobung auf das dominierende Substrat zu beschränken, oder auf eine *riffle*-Strecke, oder auf die wertvollen Habitate (wertvoll im Sinne von selten), wie beispielsweise Totholz, Kies oder Sand (im Falle von Mittelgebirgsbächen); die Probenahme sollte vielmehr darauf ausgerichtet sein, einen

repräsentativen Querschnitt der gesamten Biozönose zu erfassen. Je größer die Fläche ist, die ein Sammelgerät abdeckt, desto schwieriger ist es, das vorgegebene Ziel unter einem vertretbaren Aufwand zu realisieren. So gesehen ist ein Surber-Sampler (Kantenlänge 33 cm) schlechter geeignet als der in den Projekten verwandte Shovel-Sampler (Kantenlänge 25 cm). Unter der Vorgabe, eine Gesamtfläche von 1,25 m² beproben zu wollen, müsste dieser 20-mal, jener aber lediglich 11,5-mal aufgesetzt werden, was die Verteilung der Teilproben gemäß der Verteilung von Substraten deutlich schwieriger gestaltete. Gäbe man andererseits die 20 Teilproben vor, erforderte der Einsatz des Surber-Samplers einen 1,75-fachen Aufwand bei der weiteren Bearbeitung. Ein solches Gerät ist daher in Sachen Bewertungsfragen ein zu unflexibles Hilfsmittel und in der Art, wie es im Mittelgebirgsprojekt eingesetzt wurde, für das vorgestellte System vermutlich nicht geeignet. Folgte man dem Gedankengang konsequent weiter, müsste ein kleines Handnetz (z. B. Küchensieb), welches sich sehr flexibel und kleinräumig einsetzen lässt, ein für die Methode zumindest prinzipiell brauchbares Sammelgerät sein, sofern es nach den Vorgaben einer zuvor durchgeführten, eingehenden Substratabschätzung eingesetzt würde und abgesehen von der Frage der Maschenweite. Hinweise auf dessen Eignung geben die Ergebnisse von entsprechenden Probenahmen, die im Rahmen eines studentischen Praktikums im Frühjahr 2005 durchgeführt wurden:

Die Studenten hatten zu Beginn noch keinerlei Erfahrung mit Probenahmen und wandten die Technik somit erstmalig an; an vier Probestellen wurde ein Küchensieb eingesetzt, an einer weiteren Probestelle zusätzlich nach der AQEM-Methode gesammelt. Es wurden die kompletten Proben aussortiert, die Individuenzahlen lagen mit Werten von 600 bis 1200 im Bereich der als notwendig erachteten Mindestanzahl von 700 Tieren. Die nachfolgende listenartige Aufzählung fasst die Ergebnisse zusammen (VE = Voreinstufung); danach werden bis auf PS1 die erwarteten Zustandsklassen biozönotisch bestätigt:

PS1 (AQEM-Methode):	VE = sehr gut, EQIM ₂ = gut (0,61),
PS1 (Küchensieb):	VE = sehr gut, EQIM ₂ = mäßig (0,59),
PS2 (Küchensieb):	VE = unbefriedigend, EQIM ₂ = unbefriedigend (0,31),
PS3 (Küchensieb):	VE = mäßig, EQIM ₂ = mäßig (0,55),
PS4 (Küchensieb):	VE = unbefriedigend, EQIM ₂ = unbefriedigend (0,38),
PS5 (Küchensieb):	VE = mäßig, EQIM ₂ = mäßig (0,41).

Auch wenn dies lediglich einen kleinen Stichprobenumfang darstellt, geben die Ergebnisse zumindest einen Hinweis darauf, dass die im Freiland durchzuführenden Teilschritte der Methodik in einem gewissen Rahmen durchaus flexibel sind; ein weiterer Beleg für diese Annahme geht aus Kapitel 5.2 hervor (substratspezifische Variante der AQEM-Methode).

Stabilität

Ein brauchbares Bewertungssystem sollte verschiedene Gütekriterien erfüllen: Kausalität, Funktionalität und Stabilität, wobei die ersten beiden Begriffen in den vorangegangenen Kapiteln bereits behandelt worden sind. Stabilität wird scheinbar durch die Funktionalität abgedeckt, geht jedoch deutlich darüber hinaus; mit Stabilität ist gemeint, dass das System nicht nur bei einmaliger Probenahme plausible Resultate liefert, sondern Ergebnisse produziert, die auch bei mehrmaliger Probenahme (zeitlich parallel oder über längere Zeiträume hinweg) und unter der Annahme von zugleich stabilen strukturellen Rahmenbedingungen keinen größeren Schwankungen unterliegt. Da es sich im vorliegenden Fall um komplexe Ökosysteme handelt, die zudem, im Gegensatz zu Stillgewässern, einer hohen zeitlichen und räumlichen Dynamik ausgesetzt sind, sind geringfügige Schwankungen im Index nicht nur vertretbar, sondern zu

erwarten. Dabei gilt der Grundsatz, dass das Vertrauen in das Ergebnis mit der Anzahl durchgeführter Probenahmen zunimmt. Die Ausrichtung des Systems hin zu einer doppelten Probenahme in unterschiedlichen Jahreszeiten und einer anschließenden Mittelung soll diesem Ziel Rechnung tragen. Die Beantwortung der Frage, welche Schwankungsbreite noch tolerierbar ist und nicht überschritten werden sollte, kann pauschal nicht beantwortet werden, sondern hängt wesentlich vom Einzelfall ab. Dieser dürfte sich zumeist in den finanziellen Konsequenzen manifestieren, die eine ökologische Bewertung möglicherweise nach sich zieht. Je höher die notwendig werdenden Kosten ausfallen, desto mehr Sicherheit sollte eine Bewertung bieten, aber desto mehr finanzielle Mittel sollten in diesen Fällen auch in die Bewertung investiert werden.

Der Vorteil multimetrischer Systeme besteht darin, dass ein daraus resultierender Index auf einem breiten Fundament steht, dessen Säulen sich aus den *core metrics* zusammensetzen, die zudem ein breites Spektrum ökologischer Belange abdecken (BARBOUR et al., 1998; KARR & CHU, 1999). Um dieses integrative Prinzip zu erweitern, beruht der hier vorgestellte Vorschlag für eine Bewertung auf einer Mittelung unterschiedlicher Jahreszeiten. Auf diese Weise wird nicht nur über diverse inhaltliche Aussagen verschiedener Kenngrößen integriert, sondern zudem über verschiedene Ausprägungen der Biozönose, die sich in den beiden jahreszeitlichen Aspekten Frühjahr und Sommer deutlich voneinander unterscheiden¹¹. Objektiv im Sinne der Bereitstellung des »wahren« Wertes eines Ökosystems wird ein Bewertungssystem niemals sein, schon allein aufgrund der Tatsache, dass entweder der subjektive Beitrag eines Kartierers eingeht, eine Kenngröße mit einem anthropogen festgesetzten Referenzwert abgeglichen wird oder andere allochthone Einflussgrößen eingebracht werden, die in ihrer Komplexität von einem möglichst einfachen Bewertungssystem nicht abgedeckt werden können (z. B. in der Form einer Störung, die von einer Rote Wildschweine wenige Tage vor der Probenahme verursacht würde). Für die praktische Anwendung bietet die jahreszeitliche Mittelung jedoch eine gewisse Absicherung des Ergebnisses, gerade in denjenigen Fällen, in denen ein Index sehr nahe an einer der Klassengrenzen liegt, was insbesondere im Falle der Grenze »guter/mäßiger Zustand« eine wichtige Bedeutung haben kann.

Sechs der Gewässer wurden sowohl in AQEM wie auch in STAR beprobt, was die Möglichkeit eröffnet, die Stabilität des Systems zumindest anhand einer kleinen Anzahl an Stellen zu testen. Nach Tabelle 15 (Seite 49) belaufen sich die Unterschiede zwischen den einander entsprechenden Bewertungsergebnissen im Mittel (Median) auf etwa 12 %, wobei die Werte speziell an denjenigen Probestellen voneinander differieren, deren Indizes sehr klein sind (Rahmede und Dreisbach). Die deutlichen Unterschiede an der Salwey sind an dieser Stelle nicht erklärbar. Durch Mittelung beider Jahreszeiten sinken die Unterschiede auf einen Wert (Median) von 10 % (Tabelle 17, Seite 50), so dass resümierend der Schluss gezogen werden kann, dass das hier vorgestellte Bewertungssystem reproduzierbare Indizes hervorbringt, deren Schwankungsbreite vermutlich im Bereich einer halben Klassenbreite liegt.

3.4.2 Vorgehensweise

Das neu entwickelte Bewertungssystem stützt sich auf *core metrics*, deren Eignung mittels einer Eichgröße festgestellt wurde, die aus strukturellen Elementen besteht, welche wiederum aus anthropogener Sichtweise beurteilt wurden, und die gewissermaßen aus einer Art Strukturkartierung hervorgingen, die eigentlich nach dem neuen Ansatz der WRRL nicht mehr maßgeblich sein sollte für eine Bewertung Gewässern. Letztlich wurde bei der Erstellung des Systems somit wiederum auf die Strukturgüte zurückgegriffen – ein Widerspruch?

¹¹ Nach einer durchgeführten RDA ist die Jahreszeit, vor allen Strukturparametern, die am stärksten die Biozönose beeinflussende Variable.

Vor der Beantwortung dieser Frage lässt sich ein weiteres Problem des beschrittenen Weges aufwerfen – der Entwicklung des Systems liegt ein sukzessives Verfahren aufeinander aufbauender Teilschritte zugrunde, das wie folgt schematisch skizziert werden kann:

1. Die Gewässerabschnitte weisen Zustände unterschiedlicher ökologischer Qualität auf.
2. Es wurden Strukturparameter gefunden, die diese Degradation nachzeichnen.
3. Die Parameter wurden in einem Index aggregiert, der als Messlatte für Metriks diene.
4. Die Metriks ihrerseits wurden zu einem Qualitätsindex zusammengefasst.
5. Der Qualitätsindex korreliert stark mit der Degradation, deren Größe anhand des Strukturindex gemessen wird.

Die Vorgehensweise entspricht in etwa der mathematischen Logik »Wenn $A = B$ und $B = C$, dann folgt daraus auch $A = C$ «, und man sollte sich daher nicht wundern, dass das entwickelte System funktioniert. Stellt damit das gesamte Prozedere nicht einen eleganten Zirkelschluss dar?

Zur Beantwortung obiger Fragen:

Rückgriff auf einen Strukturindex: Ohne Zweifel wäre der Verzicht auf anthropogene Beurteilungen und damit die Konzentration einzig auf biologische Komponenten die erstrebenswerte Verfahrensweise. Das tatsächlich praktizierte Vorgehen stellt im Grunde einen Kompromiss dar zwischen erforderlicher Genauigkeit bzw. nötiger Objektivität und den zur Verfügung stehenden finanziellen Mitteln im bestehenden zeitlichen Rahmen eines Forschungsprojektes im Allgemeinen sowie den personellen Möglichkeiten einer Dissertation im Besonderen. So konnten lediglich etwa 30 Gewässerabschnitte eingehend untersucht werden – eine für die gestellte Aufgabe relativ kleine Stichprobe, denkt man zugleich an die Vielzahl abiotischer Einflussgrößen, die auf eine Biozönose unter natürlichen Bedingungen einwirken. Zudem musste gewährleistet sein, dass die ausgewählten Stellen das gesamte Spektrum möglicher Intensitäten anthropogener Einflussnahme abdeckten, so dass rein rechnerisch jede der fünf Qualitätsklassen im Mittel mit lediglich sechs Gewässerabschnitten abgedeckt werden konnte. Mit der Auswahl der Stellen verbunden war eine Voreinstufung, gewissermaßen eine eigene Einschätzung ihrer jeweiligen strukturellen Qualität, um zu gewährleisten, dass alle denkbaren Degradationsstufen mit jeweils mehreren Vertretern durch Untersuchungen bearbeitet wurden. Eine strukturelle Abschätzung war somit unerlässlich und der Rückgriff auf einen Strukturindex notwendig, nicht nur im Hinblick auf die nachfolgenden Berechnungen, sondern auch im Hinblick darauf, die subjektive Einschätzung der Probestellen transparenter und vor allem reproduzierbar und damit nachvollziehbar zu machen.

Doch wie hätte eine mögliche alternative Vorgehensweise aussehen können, unter der Vorbedingung, auf einen Strukturindex zu verzichten?

Ohne die Berücksichtigung jeglicher Beurteilungen struktureller Ausstattung der Probestellen (Voreinstufung wie auch Strukturindex) hätten sehr viele Gewässerabschnitte untersucht werden müssen – vielleicht 100 oder mehr –, um sicher sein zu können, alle möglichen Kombinationen und Intensitäten anthropogener Einflüsse auf Struktur und Morphologie abgedeckt zu haben. Die Auswahl geeigneter Metriks wäre dann anhand kontinuierlicher Gradienten über alle Stellen hinweg geschehen, z. B. in Form von Box-Whisker-Plots, Histogrammen oder Scatterplots. Die einzig notwendige Bewertung aus anthropogener Sicht wäre die Festlegung gewesen, ob der hohe Wert eines Metriks gute oder schlechte Qualitäten indizierte. Geeignete Metriks wären solche, deren Werte möglichst kontinuierlich über die gesamte Breite des theoretisch möglichen Intervalls streuten, ungeeignete Metriks dagegen solche, deren Werte das Intervall nicht optimal abdeckten und daher in einem engeren Wertebereich gehäuft aufträten und/oder viele Ausreißer umfassten.

Somit stellt der tatsächlich beschrittene Weg einen akzeptablen Kompromiss dar. Die eigentliche Bewertung in der Praxis orientiert sich ohnehin ausschließlich an organismischen Bedürfnissen – der Strukturindex war lediglich ein zeitlich befristetes Mittel zum Zweck.

Die grundlegende Vorgehensweise war, zumindest in den Projekten, vorgegeben durch Inhalte der Projektanträge bzw. durch die Absprachen innerhalb der Konsortien. Von daher lag es nahe, die Erstellung des neuen Bewertungssystems an diesen Vorarbeiten auszurichten und auch auf den eigenen Erfahrungen in diesem Bereich aufzubauen. Aber wäre es nicht auch denkbar gewesen, einen völlig andersartigen Ansatz zu wählen, eben nicht über ein multimetrisches System zu gehen, sondern über prinzipiell andere Verfahren, wie diese beispielsweise auch bei anderen Organismengruppen zur Anwendung kommen (MEHL & THIELE, 1995; CLARKE et al, 2003; MEILINGER et al., 2005; LINKE et al, 2005).

Prinzipiell wären auch diese Wege denkbar und vermutlich würden diese ebenso zum Ziel führen. Letztlich eröffnet die Beantwortung der Frage eine Grundsatzdebatte, die in allen denkbaren Bereichen der Gesellschaft geführt werden könnte. Manche mögen die folgende Antwort nicht akzeptieren können, sei es, weil sie diese nicht als eine richtige Antwort ansehen, sei es, weil ein gewisser Egoismus wohl in jedem von uns steckt. Aber unter objektiver Betrachtung sollten wir uns damit abfinden, dass in den seltensten Fällen immer nur ein Weg oder genau eine Methode oder ein einziger Lösungsvorschlag zum Ziel führt. Von daher soll an dieser Stelle deutlich gesagt werden, dass das vorgestellte System mitnichten das beste zur Bewertung sein muss; möglicherweise oder sogar wahrscheinlich ist es, bei der Vielzahl erdenklicher Alternativen, nicht das beste, aber vermutlich auch nicht das schlechteste. Eine Bewertung der Funktionalität ließe sich nur nach Kenntnis und im Vergleich aller anderen möglichen Systeme tätigen – einer solchen Arbeit würde sich jedoch niemand freiwillig unterziehen, und sie wäre auch unnütz, denn in aller Regel führen stets mehrere (gleich gute) Wege zum Ziel, oder Unterschiede wären nur marginal und somit für die praktische Anwendung irrelevant. Von daher kann vielleicht die abschließende Antwort gegeben werden, dass sich das neu entwickelte System des EQIM₂ sehr wahrscheinlich »in guter Gesellschaft« befindet.

3.4.3 Strukturindex

Zur Berechnung des Hilfsmittels »Strukturindex« sind zwei verschiedene Ansätze angewandt worden: eine konservativ-metrische Methode und eine mittels rein multivariater Berechnung. Die Ergebnisse beider Verfahren erklären sich gegenseitig zu 91 % und liefern somit vergleichbare Resultate. Nach der Berechnung beider Ansätze verbleiben gemäß Tabelle 7 und Tabelle 8 (ab Seite 30) Unterschiede zwischen der Voreinstufung und den beiden Strukturindizes, wobei der multivariate Ansatz höhere Übereinstimmungen liefert; nach Mittelung der Indexwerte aus beiden Jahreszeiten kommt es bezüglich der Zustandsklassen beim konservativen Ansatz in 8 Fällen zu Abweichungen zur Voreinstufung, beim multivariaten Ansatz in lediglich 4 Fällen.

Der wesentliche Grund für den zweigleisigen Ansatz war es zu zeigen, dass nicht unbedingt immer mit dem überdimensionierten Werkzeug multivariater Verfahren die Umsetzung auch auf anderem Wege erzielbarer Ergebnisse durchgeführt werden muss. Ein Nebenaspekt war zudem die Gelegenheit, Vor- und Nachteile beider Ansätze vergleichen zu können. Ordination ist ein großes Werkzeug. Die Verlockung in Mode gekommener innovativer Verfahren sollte jedoch nicht dazu führen, die klassischen metrischen Verfahrensweisen vielfach beiseite zu schieben und durch jene zu ersetzen, die unter Umständen und in Einzelfällen den Eindruck vermitteln, man wolle Fliegen mit dem Vorschlaghammer bezwingen. Der vorliegende Fall mag einen

Grenzbereich des Einsatzes multimetrischer Methoden darstellen, doch gerade aus diesem Grund scheint er geeignet, beide »Ideologien« nebeneinander zu stellen.

Wie verlockend diese Verfahren sein können, zeigte sich auch im Verlauf der im Rahmen dieses Kapitels beschriebenen Arbeiten – so wurde selbst beim konservativen Verfahren, zur Auswahl der Bonus- und Malusparameter, die multivariate Routine der PCA angewandt. Dass es auch anders geht, zeigt das Vorgehen im Rahmen des AQEM-Projektes, bei dem der zum damaligen Zeitpunkt entwickelte Strukturindex mittels rein metrischer Methoden umgesetzt worden war: die Auswahl der Parameter erfolgte aus den rein fachlichen Überlegungen, welche Strukturen für eine morphologische Degradation ausschlaggebend sind und sich kausal begründet auf die Biozönose auswirken; Eignungsprüfung und Berechnung erfolgten anschließend über Scatterplots und metrische Ansätze. Jener Index, er möge Strukturindex_{alt} genannt werden, weist in seinen Elementen nicht wenige Übereinstimmungen zum neu entwickelten Index auf (fünf der acht Parameter sind identisch) und besitzt in der Folge auch eine hohe Korrelation mit diesem:

- 97 % zum Strukturindex nach konservativer Methode,
- 87 % zum Strukturindex nach multivariater Methode.

Dessen Erstellung beanspruchte zudem eine wesentlich kürzere Zeitspanne als im Falle der neuen Indizes. Dies zeigt, dass im konkreten Anwendungsfall auf multivariate Techniken zur Gänze hätte verzichtet werden können. Nichtsdestotrotz besitzen sie den Vorteil, auf einem breiteren Fundament aufzubauen, welches deutlich mehr Parameter umfasst, als dies mit der gezielten Auswahl weniger Umweltvariablen beim metrischen Ansatz der Fall ist, auch wenn diese anscheinend einen relativ großen Anteil am gesamten Gradienten in sich vereinen und die für die Degradation tatsächlich und hauptsächlich wirksamen Variablen darstellen. Der angesprochene Zeitaspekt gewänne zudem erst dann eine entscheidendere Bedeutung, wenn es darum ginge, zu einem späteren Zeitpunkt neue Probestellen in den Index zu integrieren: basierend auf einem multivariaten Ansatz müsste die gesamte ursprüngliche Wertematrix erhalten werden, die neuen Daten integriert, diese gemäß der ursprünglichen Normierungsvorschrift umgewandelt und dann als »supplementary data set« eingelesen werden. Im Falle eines metrischen Ansatzes reichte die Übernahme der oberen und unteren Ankerpunkte.

Bezüglich der Herleitung des konservativen Strukturindexes gibt es drei Fragen zu beantworten, die sich bei genauerer Betrachtung der Parameter stellen:

- 1) *Es wurde angeführt, dass es möglichst vermieden werden sollte, für den Index solche Parameter heranzuziehen, die entweder inhaltlich ähnliche Aussagen treffen oder sich auf den gleichen Kontext beziehen. Trotz dieses Kriteriums wurden zwei Parameter berücksichtigt, die beide Bezug nehmen zur Art der Uferbefestigung: Anteil der Uferlänge ohne Befestigung sowie Anteil der Uferlänge mit Betonverbau).* Die meisten der anthropogenen Veränderungen, die in der Vergangenheit an Fließgewässern durchgeführt worden sind, dienten u. a. dem Zweck der Begradigung und der damit verbundenen optimalen Flächennutzung in der Aue (z. B. Landwirtschaft). Diese Maßnahmen zogen eine Kette weiterer negativer Veränderungen nach sich, wie das Entfernen von Gehölzen, einer abnehmenden Beschattung, der Vereinheitlichung in der Strömung, der Totholzräumung und vieles mehr. Der Aufwand einer Begradigung macht nur dann Sinn, wenn das Gewässer in diesem veränderten Zustand über eine Befestigung der Ufer fixiert wird. Somit stellen die unterschiedlichen Arten der Uferbefestigung einen Kernbestandteil bei der anthropogenen Überformung von Fließgewässern dar, und es erscheint gerechtfertigt, diesen zentralen Aspekt mittels zweier Parameter abzudecken, von denen der eine die Ausprägung im Sinne eines natürlicher Zustands ausdrückt, der andere dagegen die extremste Form von Befestigung.

- 2) *Weshalb wird die Variabilität ausgewählter Substrate als Malusparameter angegeben, wo doch im allgemeinen Sprachgebrauch dieser Begriff unter ökologischen Aspekten als äußerst positiv angesehen wird (z. B. in der Form Substratdiversität oder Strömungsdiversität)? Den beiden Begriffen Variabilität und Diversität wird an dieser Stelle zwar keine synonyme, wohl aber eine einander entsprechende Bedeutung beigemessen.* Variabilität wird als Malusparameter aufgeführt, was bedeutet, dass ausgeräumte und damit stark veränderte Gewässerabschnitte eine hohe Variabilität aufweisen. Der Begriff der Variabilität wird in diesem Fall nicht in seiner umgangssprachlichen Bedeutung gebraucht, sondern stellt eine mathematische Berechnungsgröße dar. Dies soll an einem Beispiel verdeutlicht werden: man stelle sich zwei Gewässerabschnitte vor, Abschnitt I mit 10 verschiedenen Substraten, die jeweils einen Anteil von 10 % an der gesamten Sohlfläche aufweisen, und einen Abschnitt II, an der lediglich ein einziges Substrat mit 100 % Flächenanteil vertreten ist. Die Variabilität wird berechnet als Quotient aus Standardabweichung und Mittelwert. Die Standardabweichung und somit auch die Variabilität an Abschnitt I sind gleich Null, da alle betrachteten Zahlenwerte gleich groß sind, die Variabilität an Abschnitt II beträgt 3,2, da hier ein Substrat dominiert und alle weiteren Substrate den Wert 0 aufweisen. Der Begriff ist daher nicht zu verstehen im Sinne von Substratvielfalt, sondern in Bezug darauf, wie unterschiedlich die Flächenanteile der einzelnen Substrate verteilt sind: sehr viele Substrate mit einander ähnlich hohen Flächenanteilen besitzen in diesen Werten eine geringe Variabilität.
- 3) *Wie erklären sich unterschiedliche Strukturindizes an einer Probestelle zu verschiedenen Jahreszeiten? Diese Frage gilt darüber hinaus und in besonderem Maße auch für den multivariat hergeleiteten Strukturindex.* Ein Großteil der Strukturparameter wird unabhängig von der Jahreszeiten erhoben und weist somit keine saisonalen Unterschiede auf: die Breite des Ufergehölzstreifens wie auch die prozentuale Länge von Uferbefestigungen oder Landnutzungen in der Aue bleiben das Jahr hindurch i. d. R. unveränderlich, die Beschattung ist stets auf den Zustand vollständiger Belaubung ausgerichtet. Es gibt jedoch einige wenige Parameter, die Schwankungen unterworfen sind: so ist beispielsweise die Totholzmenge im Gewässer abhängig von Räumung oder von im zeitlichen Vorfeld aufgetretenen Hochwässern; Abflussmenge und Wasserstand verändern zudem die Verteilung von Substraten, so dass der Parameter Substratvariabilität nicht konstant bleibt. In der Regel stimmen die Indexwerte in beiden Jahreszeiten jedoch weitgehend überein und sind wesentlich geringeren Schwankungen unterworfen, als dies bei einem biozönotisch basierten Index der Fall ist.

4 Bedeutung des Einzugsgebietes

4.1 Anlass der Fragestellung

Im vorausgegangenen Kapitel wurde die Entwicklung eines Bewertungssystems beschrieben, welches auf der Grundlage von Taxalisten und mittels der integrierenden Aussage daraus gewonnener ökologischer Kenngrößen den strukturellen Zustand des jeweils betrachteten Gewässerabschnitts ermittelt. Dabei wurde die Eignung der zahlenmäßig sehr vielfältigen Metriks sowie der Alternativen ihrer Zusammenstellung an der Eichlatte eines Strukturindex gemessen. Das Bestimmtheitsmaß zwischen abiotischer und biotischer Bewertung lag, nach Mittelung beider Jahreszeiten, bei knapp 70 %. In 20 von 31 Fällen gab es weitgehende Übereinstimmung bei den sich ergebenden Zustandsklassen zwischen biozönotischer und abiotischer Bewertung; bei einigen der übrigen Fälle bestehen jedoch Unterschiede, die sich durch eine alleinige Plausibilitätsbetrachtung auf der Grundlage lokaler Strukturvielfalt nicht erklären lassen.

Tabelle 20 gibt einen Überblick über die Bewertungsergebnisse der Indizes; die oben angesprochenen Aspekte sind darin durch Symbole gekennzeichnet: Übereinstimmungen bzw. weitgehende Übereinstimmungen mittels der Kennungen »✓« und »]..«, Unterschiede mittels »▼«. Es wird angenommen, dass bezüglich der mit einem Dreieck versehenen Probestellen Mechanismen existieren, die prägend oder zumindest modulierend auf die Organismen einwirken und dafür verantwortlich sind, dass eine relativ reichhaltige Biozönose an Abschnitten minderer struktureller Qualität existieren kann und umgekehrt verarmte Biozönosen in Abschnitten vorkommen, die nach strukturellen Belangen eine bessere Lebensgemeinschaft erwarten ließen. Die sich hieraus ableitende Frage lautet demnach:

Welche Einflüsse wirken auf eine aquatische Lebensgemeinschaft ein – zusätzlich zur lokalen Gewässermorphologie –, die mittelbar oder unmittelbar sowohl Vorkommen als auch Abundanz von Arten bestimmen?

Es liegt nahe zu vermuten, dass diese zusätzlichen Einflüsse übergeordneter Natur sein müssen, da die lokale Situation über den Strukturindex anhand der 52 weitgehend abiotischen Parameter recht umfassend abgedeckt wird. In der literarischen Fachwelt finden sich zahlreiche Studien, die genau diese Fragestellung beleuchten; so gibt es mittlerweile gesicherte Erkenntnisse darüber, dass, zunächst allgemein formuliert, übergeordnete Faktoren, wie z. B. die Landnutzung, einen messbaren Einfluss auf unterhalb gelegene Fließstrecken ausüben (u. a.: ALLAN et al., 1997; RICHARDS et al., 1997; LAMMERT & ALLAN, 1999; Thorpe & LLOYD, 1999; SPONSELLER et al., 2001; ROY et al., 2003; TOWNSEND et al., 2003; DEATH & JOY, 2004); insbesondere geht es dabei um solche Größen wie Temperatur, Feinsedimente oder den Eintrag organischer Stoffe (die speziellen Inhalte und Schlussfolgerungen dieser und weiterer Studien werden im Rahmen der Diskussion ausführlich behandelt). Lassen sich nun diese Erkenntnisse auch anhand der vorliegenden Daten bestätigen, und wenn ja, welche Ansätze bieten sie, die verbleibenden Differenzen zwischen struktureller und biozönotischer Bewertung zu erklären?

Die Rur zeigt den Weg.

Tabelle 20: Gegenüberstellung abiotischer und biozönotischer Indizes (Spalte »Vergleich«: ✓ = keine Unterschiede,]..[= Unterschiede beruhen auf der Nähe zu Klassengrenzen, ▼ = echte Unterschiede zwischen den Zustandsklassen; EZG = Einzugsgebiet; bezüglich des Prether Baches [PrB] lässt sich für die beim Vergleich auftretende Differenz folgende Erklärung anführen: die Probestelle weist mit 25 % bis 30 % einen hohen Flächenanteil Megalithal auf [Korngröße: > 40 cm], speziell in Form anstehenden Felses; ein solch grobes Substrat kann mit der angewandten Methodik vermutlich nur bedingt repräsentativ besammelt werden; so konnte lediglich die Oberfläche grob per Hand »abgewischt« werden, nicht wenige Organismen dürften sich aber in den engen Ritzen und Spalten aufhalten sowie im peripheren Lückensystem der Auflagefläche großer Blöcke).

Gewässerkürzel	abiotisch		biozönotisch		Vergleich	vermuteter Einfluss des EZG's
	Strukturindex	Zustandsklasse	EQIM ₂	Zustandsklasse		
WWb_1	0,99	1	0,83	1	✓	
WWb_2	0,99	1	0,78	2	▼	unklar
Kal_1	0,69	2	0,68	2	✓	
Kal_2	0,80	2	0,76	2	✓	
Erk	0,50	3	0,74	2	▼	positiv
Rur	0,86	1	0,63	2	▼	negativ
PIB	0,72	2	0,77	2	✓	
PrB	0,70	2	0,58	3]..[
WoB	0,36	4	0,53	3	▼	positiv
NaB	0,01	5	0,17	5	✓	
Rah_1	0,15	5	0,13	5	✓	
Rah_2	0,11	5	0,15	5	✓	
Els	0,50	3	0,39	4]..[
Vol	0,31	4	0,35	4	✓	
Lin	0,77	2	0,77	2	✓	
WaB	0,77	2	0,75	2	✓	

Gewässerkürzel	abiotisch		biozönotisch		Vergleich	vermuteter Einfluss des EZG's
	Strukturindex	Zustandsklasse	EQIM ₂	Zustandsklasse		
Röh	0,58	3	0,65	2]..[
Sal_1	0,45	3	0,55	3	✓	
Sal_2	0,48	3	0,44	3	✓	
Pal	0,71	2	0,71	2	✓	
Nam	0,30	4	0,66	2	▼	positiv
Mar	0,58	3	0,64	2]..[
GoB	0,75	2	0,65	2	✓	
EIB_1	0,84	1	0,76	2	▼	unklar
EIB_2	0,84	1	0,72	2	▼	unklar
Rie	0,71	2	0,82	1	▼	positiv
TrB	0,43	3	0,52	3	✓	
Laa	0,79	2	0,82	1]..[
Lah	0,64	2	0,64	2	✓	
DrB_1	0,12	5	0,30	4	▼	positiv
DrB_2	0,15	5	0,33	4	▼	positiv

Ein erster grober Hinweis zur Übertragung der Erkenntnisse auf den konkreten Fall liefert die Rur. Die lokalen Verhältnisse am untersuchten Gewässerabschnitt (Kürzel: Rur) spiegeln, zumindest näherungsweise, die Situation im Einzugsgebiet wieder: so entspringen fast sämtliche Quellläufe des Gewässers im Hohen Venn, durchströmen das Hochmoor in ihrer gesamten Länge und werden somit wesentlich durch dessen besondere abiotische Bedingungen geprägt. Auch wenn die Rur an der Probestelle selbst die Flächen sauren Milieus bereits um wenige Kilometer verlassen hat, ist der dystrophe Grundcharakter noch immer sicht- und messbar: die Leitfähigkeit wies mit 60 µS/cm (Frühjahr) bzw. knapp 100 µS/cm (Sommer) die niedrigsten Werte aller untersuchten Probestellen auf, und das Wasser zeigte die für solche Gewässer typische deutliche Braunfärbung. Organisch geprägte Gewässer, seien es nun stehende oder fließende Gewässer, können als Extremlebensräume bezeichnet werden und weisen von daher vielfach ein eingeschränktes Artenpotential auf, was sich folglich auch auf eine Bewertung niederschlägt, wenn das zugrunde liegende System diesen Umstand nicht berücksichtigt. Von daher ist der in Tabelle 20 als negativ deklarierte Einfluss seitens des Einzugsgebietes in diesem Fall nicht wörtlich zu verstehen, sondern lediglich in Form einer Herabsetzung des entsprechenden Indexwertes.

Der dargestellte Effekt am Beispiel der Rur ist überwiegend chemischer Natur. Dass entsprechende Wirkungsketten auch im physikalisch-morphologischen Bereich in der Weise denkbar sind, dass gewisse flächenhaft ausgebildete Strukturen in oberhalb gelegenen Gebieten Auswirkungen haben auf Strukturen im Unterwasser und sich zudem positiv oder negativ innerhalb einer Lebensgemeinschaft bemerkbar machen, belegen die exemplarisch zitierten Studien (näheres hierzu in der Diskussion, Kapitel 4.4). Erste grobe Betrachtungen der Situation in den Einzugsgebieten lassen diesen Zusammenhang auch im Falle der in Tabelle 20 markierten Gewässer erkennen (siehe hierzu Kapitel 4.3.1).

Eine Bestandsaufnahme bestehender Veröffentlichungen deckt im Wesentlichen zwei übergeordnete fachliche Schwerpunkte auf:

- Zum einen wird die Auswirkung verschiedener räumlicher Größenskalen auf punktuelle Strukturen sowie Artengemeinschaften belegt (darunter fällt auch der Einfluss flächenhafter Landnutzung),
- zum anderen sind die unmittelbaren Auswirkungen lokaler Strukturen auf Vorkommen und Verteilung aquatischer Organismen bekannt – nicht zuletzt wurden hieraus die umfangreichen ökologischen Informationen gewonnen (Habitatpräferenz, Ernährungstyp etc.), die letztlich auch in den Metriks mündeten, mit deren Hilfe heutzutage eine Bewertung von Gewässerabschnitten erfolgt.

Studien zum zuerst genannten Aspekt unterscheiden dabei verschiedene Skalen, wobei die Unterteilung von Einzugsgebieten beinahe so vielfältig ausfällt wie die Anzahl vorhandener Studien. TOWNSEND et al. (2003) unterscheiden 3 Skalen, die sie als *catchment*, *reach* und *bedform* bezeichnen; *reach* wird dabei als ein 200 Meter langer Gewässerabschnitt festgelegt, an dessen unteren Ende sich die 30 Meter lange Probestelle befindet, *bedform* bezieht sich auf die eigentliche Probestelle und die sie beschreibenden Strukturparameter. Bei CARTER et al. (1996) wird *reach* als Abschnitt definiert, dessen Länge der 10- bis 20fachen Gewässerbreite entspricht; sie differenzieren zwischen *segment*, *reach* und *sample*, wobei *segment* als Abschnitt beschrieben wird, der ein einheitliches Gefälle aufweist und in dessen Verlauf sich die Gewässerordnung nicht ändert. Gleich in 6 unterschiedliche Skalen wird das Einzugsgebiet bei SPONSELLER et al. (2001) unterteilt: *catchment*, *riparian corridor*, 3 *sub-corridors* und *sampling reach*. Der Uferkorridor bezeichnet die gesamte Fließstrecke inklusive eines jeweils 30 Meter breiten Auenbereichs links und rechts vom Gewässer, die Unterkorridore weisen Längen von 2 km, 1 km und 200 m oberhalb der Probestelle auf.

Viele der veröffentlichten Studien, die sich im weitesten Sinne mit dem Themenkomplex »Einzugsgebiet und untergeordnete Skalen« auseinandersetzen, schließen geomorphologische Parameter mit ein und sind somit typübergreifend ausgerichtet (CARTER et al., 1996; ROTH et al., 1996; WANG et al., 1997; DAVIES et al., 2000; SANDIN, 2003; TOWNSEND et al., 2003); zudem beschränken sie sich auf die Untersuchung größerer Flüsse, und so gibt es nur sehr wenige Ergebnisse, die anhand von Gewässern mit Einzugsgebieten kleiner als 100 km² gewonnen wurden. Des Weiteren wurden in den meisten Fällen ausschließlich *riffles* besammelt, so dass die getroffenen Aussagen sich dahingehend relativieren, dass diese nur für eine strömungsliebende Teilbiozönose Gültigkeit besitzen und diese auch häufig nur auf das Gattungsniveau beschränkt sind.

Die vorliegende Arbeit dagegen baut weitgehend auf Artinformationen auf (Ausnahmen: Oligochaeta und Diptera) und schließt die gesamte Gemeinschaft des Makrozoobenthos inklusive lenitisch lebender Arten ein. Des Weiteren gehören alle untersuchten Gewässerabschnitte einem einzigen Gewässertyp an, womit die Geologie im Einzugsgebiet als dominante Einflussgröße für alle Probestellen gleich ist. In Abgrenzung zu den bereits veröffentlichten Erkenntnissen stehen im...

... **Fokus** der nachfolgenden Kapitel die Beziehungen der drei Variablentypen Landnutzung, Gewässermorphologie und Biozönose, vor dem Hintergrund eines Vergleichs flächenhafter Landnutzung gegenüber lokal-punktueller Gewässermorphologie sowie deren Auswirkungen auf die biozönotische Bewertung im Allgemeinen und auf die Verteilung von Arten im Besonderen.

Gewässermorphologie und Biozönose sollen dabei mittels ihrer Indizes (Strukturindex bzw. EQIM₂) in die Betrachtungen eingehen; die Landnutzung wird nicht nur auf Grundlage des gesamten Einzugsgebietes, sondern zusätzlich bezüglich zweier kleinskaligerer Einheiten betrachtet. Zudem soll die Bedeutung der unterschiedlichen Variablentypen auf das Bewertungsergebnis quantitativ ermittelt werden.

4.2 Methodik

Zur Überprüfung der Hypothese wurden die Struktur- und Nutzungsdaten der Probestellen sowie ihr jeweiliges Bewertungsergebnis einer Folge von Analysen unterzogen (Korrelationen, multivariate Berechnungen und multiple Regressionen), um damit letztlich eine mathematische Beziehung in Form von Erklärungsanteilen der Struktur- und Nutzungsvariablen an der Bewertung herzustellen. Zusätzlich wird mittels einer Indikatorartenanalyse auf Zusammenhänge zwischen der Verteilung von Arten und Eigenschaften von Einzugsgebieten eingegangen. Die den Untersuchungen zugrunde liegenden Probestellen sind in Tabelle 2 (Seite 6) aufgeführt und wurden gemäß der Probenahmemethodik besammelt, wie sie in Kapitel 2.4.1 beschrieben ist. Auf die Charakterisierung ihrer Einzugsgebiete wird in Kapitel 4.2.1 eingegangen.

4.2.1 Einzugsgebiete

Um die Situation in den Einzugsgebieten der beprobten Gewässer zu charakterisieren, war es erforderlich, Angaben zum jeweiligen prozentualen Flächenanteil vorhandener Landnutzungen zu ermitteln. Da für die AQEM-Probestellen entsprechende Angaben im Form von CORINE Landcover-Daten bereits vorlagen, sollten diese für die Probestellen des STAR-Projektes nach erhoben werden.

CORINE-Daten

CORINE Landcover (Coordination of Information on the Environment) ist ein Programm der Europäischen Gemeinschaft zur Erfassung der Bodenbedeckung bzw. Landnutzung mit Hilfe von Satellitendaten in Form eines geologischen Informationssystems. Die Auflösung beträgt im günstigsten Fall 1 ha, kleinere Flächen werden nach bestimmten Kriterien zu größeren Einheiten verschmolzen. Die verfügbaren Daten stammten aus dem Jahr 1989.

Nach einer Überprüfung der vorliegenden Daten erschienen einige der Angaben als nicht plausibel; beispielsweise wurde der Waldanteil an der Kall (Kal_1) mit lediglich 6 %, der Anteil bebauter Flächen an der Volme mit lediglich 8 % angegeben. Auf den ersten Blick kann die geringe optische Auflösung hierfür verantwortlich gemacht werden, doch der wahrscheinlichere Grund besteht wohl eher in der recht ungenauen Festlegung von Einzugsgebieten als Voraussetzung für die Ermittlung der Nutzungsdaten. CORINE-Daten lassen sich zwar mit GIS-Software bearbeiten, es lagen jedoch keine digitalen Karten der Einzugsgebiete der Gewässer vor, so dass diese lediglich anhand des vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellten

digitalen Gewässernetzes manuell gezeichnet werden konnten. Ein solches Verfahren ist ohne gleichzeitige Darstellung von Höhenlinien sehr ungenau. Bei größeren Fließgewässern spielen die Abweichungen zu den realen Einzugsgebietsflächen vermutlich eine eher untergeordnete Rolle, im Falle von Bächen mit einer teilweise kleinräumigen Verteilung unterschiedlicher Nutzungen, die sich zudem stellenweise an Einzugsgebietsgrenzen orientieren, sind die Auswirkungen jedoch ungleich größer; so verlaufen nicht selten Fernstraßen entlang von Wasserscheiden und fungieren als Trennlinie unterschiedlicher Nutzungen zu beiden Seiten des Verkehrswegs. Die Verschiebung einer gezeichneten Fläche um nur einen Kilometer würde die Nutzungsanteile in Einzelfällen wahrscheinlich deutlich verändern (die Zeichengenauigkeit dürfte sich in etwa dieser Größenordnung bewegt haben). Ein weiterer möglicher Grund ist die »Überalterung« der Daten, die eine nicht mehr aktuelle Situation repräsentieren.

Top50-Karten

Um genauere Daten zu gewinnen, wurde auf die digitale Top50-Karte des Landesvermessungsamtes NRW zurückgegriffen (Version 3.0 – Erhebungsjahr: 1996). Solche Karten sind zwar nicht ausgerichtet auf die detailgenaue Darstellung diverser Landnutzungen, jedoch erscheint die Differenzierung nach den Hauptnutzungsarten (dies entspricht der obersten Kategorie der CORINE-Daten) als für die Fragestellung ausreichend. Es wird daher zwischen den folgenden Nutzungsarten differenziert, die anhand verschiedener Texturen in diesen Karten unterscheidbar sind; dabei lassen sich geringe Differenzen zu den Kategorien der CORINE-Daten nicht vermeiden (siehe unten). Es wurden nur solche Flächen berücksichtigt, deren Größe mindestens 30 m x 30 m betrug, so dass sich damit eine Auflösung von etwa 0,1 ha ergibt.

- Kategorie 1 (BEBAUTE FLÄCHEN): Sie umfasst die CORINE-Kategorien »städtisch geprägte Flächen« sowie »Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen« (letztere konnten lediglich in der Ausprägung Autobahn, Bundes- oder Fernstraße sowie Straßen innerhalb geschlossener Ortschaften berücksichtigt werden). Die weiteren Nutzungsarten der CORINE-Kategorie 1 konnten entweder nicht explizit als solche unterschieden werden (Abbauf Flächen, Deponien und Baustellen) oder wurden in die zweite Kategorie integriert (Grünflächen). Grünflächen stellen zwar in der Einstufung nach CORINE bebaute Flächen dar (im Sinne von künstlich angelegt), in vorliegender Untersuchung sollte jedoch die Differenzierung der Landnutzung zwischen den Typen »Freifläche« und »bebaute Fläche« vor dem Hintergrund der Versiegelung erfolgen. Bebaute Flächen im engeren Sinne werden demnach als Flächen gekennzeichnet, die natürlichen Prozessen (wie etwa Versickerung von Regenwasser oder Erosion) nicht mehr zugänglich sind.
- Kategorie 2 (LANDWIRTSCHAFTLICHE FLÄCHEN): Sie beinhaltet Ackerflächen und Grünland sowie die Nutzungsart »Grünflächen« der CORINE-Kategorie 1; einreihige Gehölzstreifen an Gewässern fallen ebenso in diese Kategorie, da diese anhand der TOP50-Karten nicht gesondert ermittelt werden konnten und zumeist als schmaler Streifen zwischen Gewässer und landwirtschaftlich genutzter Aue ausgebildet sind.
- Kategorie 3 (WALDFLÄCHEN): Sie umfasst alle bewaldeten Flächen (Laub- Nadel- und Mischwälder). Die CORINE-Kategorie »Strauch- und Krautvegetation« stellt vielfach eine Art Übergangsstadium zwischen unbebauten Freiflächen und Waldflächen dar, geht allerdings aus der digitalen topographischen Karte nicht in Form einer eigenen Textur hervor; auf die Problematik bei der Berücksichtigung von uferbegleitenden Gehölzstreifen wurde bereits oben eingegangen.
- Kategorie 4 (FEUCHT- UND WASSERFLÄCHEN): Sie beinhaltet alle freien Wasserflächen (inklusive Talsperren) sowie die von Wasser geprägten Flächen (Sümpfe, Moore) und entspricht den CORINE-Kategorien 4 und 5.

Im Unterschied zu den im Kapitel 0 aufgeführten Beispielen ergibt sich für den Waldanteil an der Kall nun ein Wert von 18 % (statt 6 %), während das Einzugsgebiet der Volme zu 26 % bebaut ist (statt 8 %).

Die Methode der hier angewandten Kategorisierung von Nutzungsarten wird im weiteren Verlauf ausführlich diskutiert (Kapitel 0). Die Flächengrößen der einzelnen Nutzungskategorien sowie die Gesamtflächen der Einzugsgebiete oberhalb der Probestellen wurden mittels der mit der TOP50-Software bereitgestellten Funktion »Flächen messen« erfasst. Die Erhebungen sollten dazu dienen, ein Einzugsgebiet vorwiegend hinsichtlich seiner Naturnähe zu charakterisieren – realisiert wurde dies über verschiedene räumliche Größenskalen; die erste dieser nachfolgend beschriebenen Skalen bezieht die Nutzungen dabei auf eine rein flächenhafte Darstellung, die übrigen beiden auf eine eher linienhafte Darstellung:

- Kategorie AREA (Makroskala): Die Nutzungsdaten beziehen sich auf die Fläche eines Einzugsgebietes und werden als prozentuale Anteile der gesamten Fläche angegeben.
- Kategorie REACH (Mesoskala grob): Die Nutzungsdaten beziehen sich auf die Fließstrecken eines Gewässers innerhalb der unterschiedlich genutzten Flächen. Läge beispielsweise ein Fließgewässerabschnitt von insgesamt 20 Kilometern Länge auf einer Strecke von 15 Kilometern innerhalb landwirtschaftlich genutzter Flächen, der Rest innerhalb von Waldflächen, so betrüge der Anteil von Kategorie 2 genau 75 %, derjenige von Kategorie 3 genau 25 %. Es wird allerdings nicht das gesamte Gewässernetz oberhalb einer Probestelle berücksichtigt, sondern lediglich die Fließstrecken der drei wichtigsten Zuläufe – im Folgenden als Hauptzuläufe bezeichnet. Die Entscheidung, welche Fließstrecken als Hauptzuläufe deklariert werden, erfolgte individuell und orientierte sich primär an der Länge der Fließstrecke bis zum Zusammenfluss mit dem Hauptgerinne. Aufgrund der Größe einzelner Einzugsgebiete bzw. einer entsprechenden Ausbildung des Gewässernetzes wurden bei einigen Gewässern vier Zuläufe berücksichtigt (Rur, WoB, NaB, TrB, Laa, DrB), in zwei Fällen lediglich ein Zulauf (Röh, Sal). Die Gesamtlängestrecken der Hauptzuläufe liegen zwischen 4,7 km an der Röh und knapp 30 km an der Rur.
- Kategorie LOCAL (Mesoskala fein): Die Ermittlung der Nutzungsanteile erfolgte in der gleichen Weise, wie es bezüglich der Kategorie REACH beschrieben ist, berücksichtigt wurde in diesem Fall jedoch nicht die Gesamtstrecke der Hauptzuläufe, sondern lediglich die Fließstrecke auf einer Länge von 2 Kilometern oberhalb einer Probestelle.
- In der Reihe dieser hierarchischen Ebenen kann das unmittelbare Umfeld der Probestelle als Mikroskala bezeichnet werden. Abbildung 15 stellt die unterschiedlichen Ebenen noch einmal grafisch dar.

Des Weiteren wurden die abiotischen Parameter »Gefälle« und »Quellhöhe« ermittelt. Grundlage sind in beiden Fällen ebenfalls die vier Hauptzuläufe oberhalb der Probestellen: für den Parameter »Gefälle« wurde der Mittelwert aus den entsprechenden mittleren Gefällen der Hauptzuläufe (jeweils von der Quelle bis zur Probestelle) berechnet; für den Parameter »Quellhöhe« wurde entsprechend verfahren, d. h., die Höhenangaben der vier wichtigsten Quellen wurden gemittelt. In Einzelfällen wurde auf mehr oder weniger als vier Messwerte zurückgegriffen (siehe dazu obige Ausführungen zur Kategorie REACH).

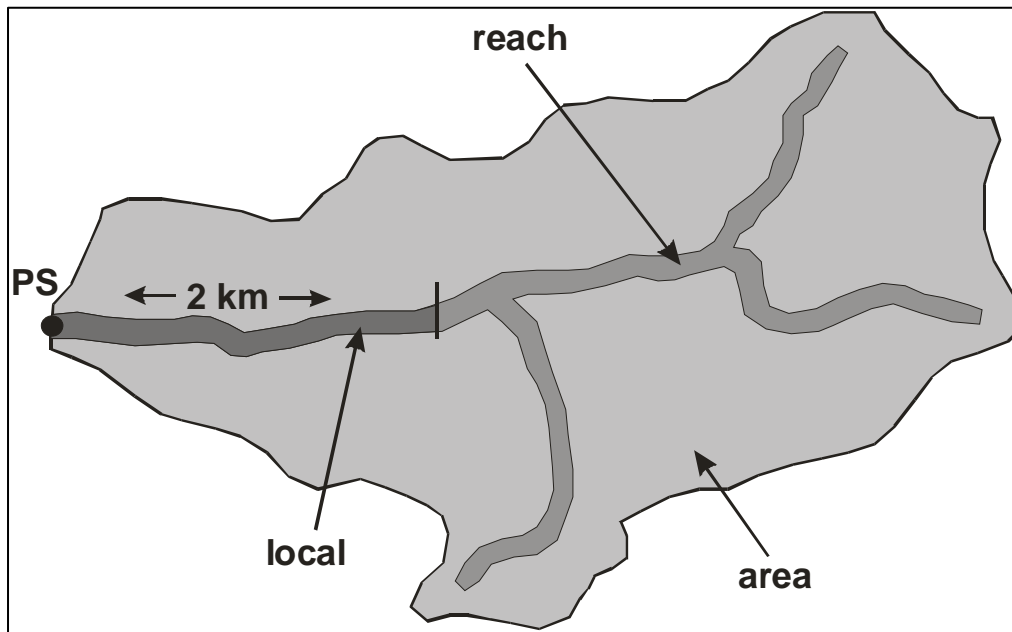


Abbildung 15: Darstellung der räumlichen Skalen (Grundlage für die Berechnung der Anteile unterschiedlicher Nutzungsarten; PS = Probestelle; AREA = flächenbezogene Skala [gesamte hellgraue Fläche], REACH = streckenbezogene Skala [mittel- und dunkelgrauer Korridor], LOCAL = streckenbezogene Skala [dunkelgrauer Korridor]).

4.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen zur Rolle von Einzugsgebieten, unter besonderer Berücksichtigung der Landnutzung, beschrieben. Nach einer ersten augenscheinlichen Betrachtung von Indizes und Nutzungsdaten (Kapitel 4.3.1 und 4.3.2) stehen zunächst Verteilung und Abundanz der vorkommenden Taxa unter dem Aspekt naturnaher und naturferner Einzugsgebiete im Mittelpunkt (Kapitel 4.3.3), bevor dann die übergeordneten Zusammenhänge von Struktur, Nutzung und Bewertung modellhaft beschrieben werden und damit den zentralen Aspekt des Ergebnisteils darstellen (Kapitel 4.3.4). Den Abschluss bildet das Kapitel 4.3.5, in dem die bis dahin gewonnenen Erkenntnisse zu einem vereinfachten Modell verschmolzen und auf die Gewässer angewendet werden.

4.3.1 Überprüfung der Hypothese

Im Rahmen des Kapitels 4.1 (Tabelle 20, Seite 66) wurden die abiotischen und biozönotischen Bewertungsergebnisse tabellarisch einander gegenübergestellt. Daraufhin wurde die Vermutung geäußert, dass die daraus sich ergebenden Unterschiede, zumindest teilweise, auf übergeordnete Einflüsse aus den Einzugsgebieten zurückgeführt werden können. Zur optischen Darstellung dieses Ansatzes wurde eine PCA der biozönotischen Daten durchgeführt – das Ergebnis ist in Abbildung 16 wiedergegeben. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind darin lediglich die Probestellen, nicht aber die zugrunde liegenden Taxa dargestellt; die Farben der inneren Kreise symbolisieren dabei die aus dem Strukturindex gewonnenen Zustandsklassen, die Farben der äußeren Ringe die Klassen des EQIM₂; auf der Grundlage Letzterer konnten drei Gruppen

gebildet werden: Probestellen in einem mindestens guten Zustand (blau), solche in einem unbefriedigenden oder schlechten Zustand (rot) und Stellen mit der Indikation »mäßiger Zustand« (orange).

Der schon bei der Entwicklung des Strukturindex nachgewiesene Gradient (Kapitel 0 und 0) in Form einer strukturellen Degradation zeigt sich demnach auch hinsichtlich der biozönotischen Daten und verläuft ebenfalls entlang der 1. Achse – damit repräsentiert die strukturelle Qualität den Hauptgradienten innerhalb der Daten. Die blau und gelb umrissenen Gruppen lassen sich jeweils unterteilen, wobei die in den jeweils oberen Bereichen angeordneten Probestellen im STAR-Projekt enthalten waren, diejenigen in den unteren Bereichen im AQEM-Projekt. Sehr wahrscheinlich ist die Ursache dafür in den unterschiedlichen Größenfraktionen beider Projekte zu suchen (Kapitel 2.4.2: in AQEM wurden Organismen erst ab einer Größe von 2 mm bestimmt, in STAR ab einer Größe von 0,5 mm). Diese Unterschiede zeichnen sich in den stark überformten Abschnitten weniger deutlich ab (die Probestellen des STAR-Projektes in der rot umrissenen Gruppe sind anhand des Suffixes »2« erkennbar).

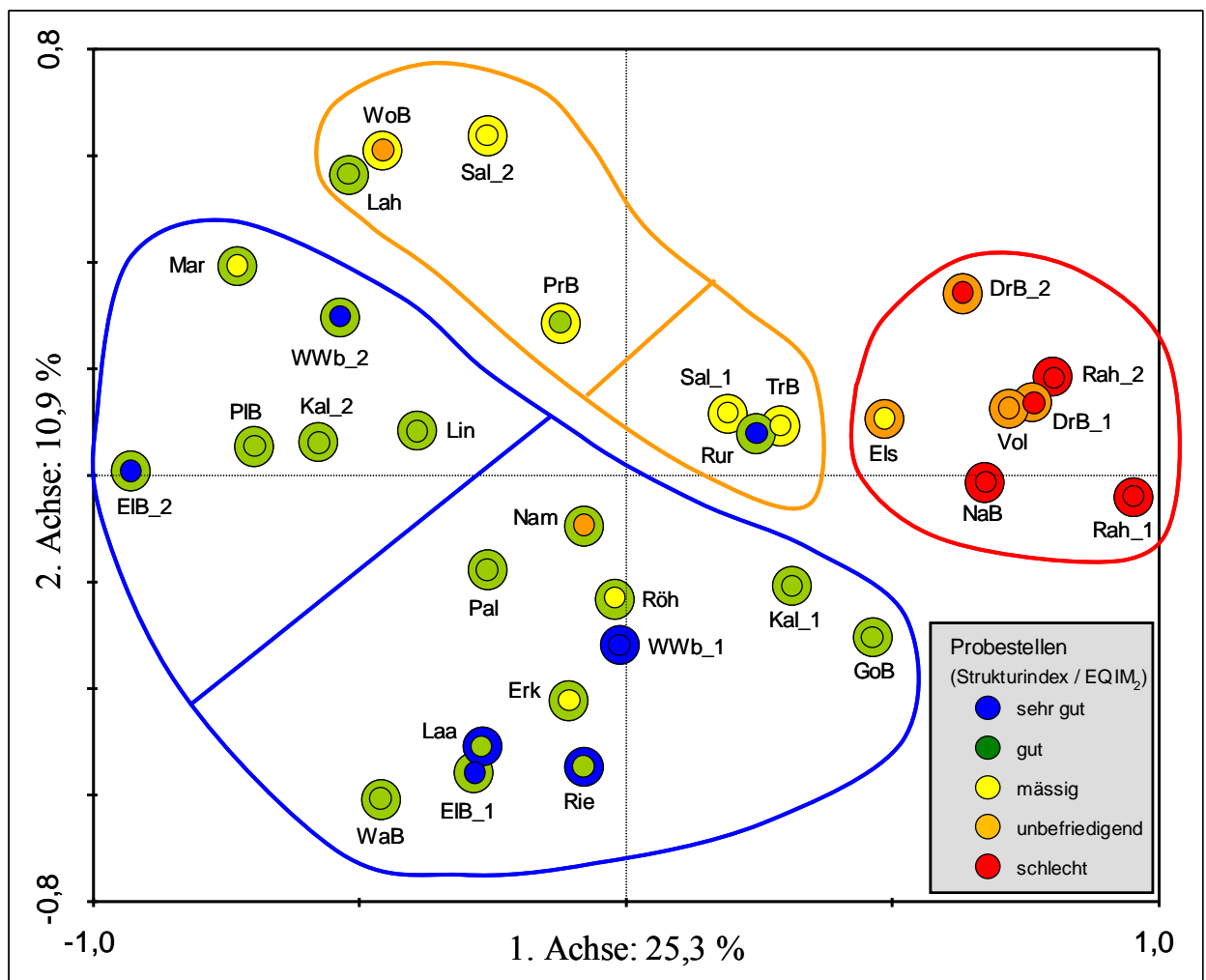


Abbildung 16: PCA der Probestellen auf Grundlage biozönotischer Daten (die faunistische Datenmatrix wurde als Summe aus den einzelnen Matrizen der Jahreszeiten berechnet; Farben der inneren Kreise gemäß Strukturindex, Farben der äußeren Ringe gemäß EQIM₂ [auf Basis des Letzteren erfolgte die Gruppenbildung]).

Gewässerabschnitte, bei denen sich Unterschiede in der Klassifizierung zwischen abiotischer und biozönotischer Bewertung ergeben, erscheinen in der Abbildung verschoben zu sein. Im Detail bedeutet dies, dass diejenigen Stellen, die durch den EQIM₂ besser bewertet werden, weiter links stehen, als dies nach der abiotisch ermittelten Zustandsklasse zu erwarten gewesen wäre (Erk, Rur, Nam, WoB und mit Einschränkung auch Mar). Andere Probestellen dagegen erscheinen weiter rechts (PrB, Rur und Els), auch wenn dieser Effekt nicht ganz so deutlich erscheint.

4.3.2 Charakterisierung der Einzugsgebiete

Zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes der einzelnen Einzugsgebiete wurden unter anderem Anteile verschiedener Nutzungsarten sowohl in der Fläche wie auch entlang der Fließstrecken ermittelt. Die erhobenen Parameter sind in Tabelle 21 (Nutzungsdaten) sowie im Anhang (Tabelle C.1) aufgeführt.

Tabelle 21: Nutzungsvariablen im Einzugsgebiet sowie entlang der Fließstrecke (alle Angaben in Prozent) (EZG* = Größe des Einzugsgebietes; q = Quellentfernung [längste Strecke zwischen Probestelle und Quelle]; Kat. = Kategorie [1 = bebaute Flächen, 2 = landwirtschaftliche Flächen, 3 = Waldflächen; Kategorie 4 = Wasserflächen ist nicht angegeben, da diese lediglich an zwei Stellen vorhanden war]; Beschreibung der Kategorien im Rahmen des Kapitels 0).

Kürzel	EZG* [km ²]	Kategorie AREA			q [km]	Kategorie REACH			Kategorie LOCAL		
		Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3		Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3
WWb_1	10,5	4,1	35,5	60,4	5,7	0,9	18,7	80,4	0,0	15,2	84,8
WWb_2	14,7	2,9	25,7	71,4	7,8	0,7	19,9	79,4	0,0	21,1	78,9
Kal_1	18,2	11,5	69,4	17,5	7,5	1,9	49,3	31,6	0,0	70,6	29,4
Kal_2	21,2	12,0	70,3	16,3	8,7	1,7	44,7	37,9	0,0	15,2	84,8
Erk	22,0	0,2	25,5	74,3	8,3	1,0	37,7	61,3	6,5	67,8	25,7
Rur	52,9	3,2	32,2	50,2	14,1	1,8	28,0	30,7	11,6	37,9	50,4
PIB	9,9	1,4	14,6	83,9	4,8	0,0	22,9	77,1	0,0	28,1	71,9
PrB	15,0	4,4	69,7	25,9	5,5	0,0	59,7	40,3	0,0	52,8	47,2
WoB	22,3	4,9	49,6	45,6	7,3	2,3	59,9	37,7	0,0	100,0	0,0
NaB	23,2	2,7	39,3	58,1	9,5	9,4	56,1	34,6	36,7	52,7	10,6
Rah_1/2	26,0	19,1	52,9	27,5	9,9	51,2	33,4	11,4	65,4	13,7	20,9
Els	23,1	9,4	46,8	43,8	8,8	17,7	60,2	22,1	15,2	71,3	13,5
Vol	15,3	25,6	35,8	38,6	6,0	36,6	34,2	29,2	42,1	47,2	10,8
Lin	12,7	1,4	26,9	71,8	6,2	0,0	76,8	23,2	0,0	81,0	19,0
WaB	9,8	0,2	4,8	95,0	4,3	0,0	37,5	62,5	0,0	44,8	55,2
Röh	4,9	2,1	21,3	76,6	4,5	5,2	55,5	39,4	11,5	56,7	31,7
Sal_1/2	17,6	1,9	30,2	67,9	7,7	8,3	77,9	13,7	19,5	80,5	0,0
Pal	9,7	5,4	31,0	63,6	5,2	13,7	39,2	47,1	53,1	35,0	11,9
Nam	15,1	5,0	32,3	62,7	8,7	14,4	72,6	13,0	11,2	67,0	21,9
Mar	16,3	0,2	17,8	82,0	8,3	0,0	60,1	39,9	0,0	100,0	0,0
GoB	9,6	0,0	17,5	82,5	5,3	0,0	75,0	25,0	0,0	81,9	18,1
EIB_1/2	9,4	0,3	9,9	89,9	4,7	1,3	44,0	54,7	0,0	71,7	28,3
Rie	7,1	0,0	8,9	91,1	4,6	0,0	39,8	60,2	0,0	41,3	58,7
TrB	20,6	1,8	31,7	66,4	8,4	3,2	62,2	34,6	13,6	86,4	0,0
Laa	14,8	0,0	17,0	83,0	8,2	0,0	58,8	41,2	0,0	69,9	30,1
Lah	20,9	3,0	24,8	72,2	8,2	6,6	57,4	36,0	0,0	64,1	35,9
DrB_1/2	26,1	8,7	37,8	53,5	13,4	24,4	62,8	12,8	60,9	39,1	0,0
Mittelwert											
alle Probestellen		4,7	31,3	63,4		8,0	51,2	38,4	13,9	59,1	27,0
- nur Eifel		4,2	42,4	51,1		1,1	39,5	51,3	2,6	53,2	44,2
- nur Sauerland		4,8	27,0	68,1		10,7	55,7	33,4	18,3	61,3	20,4

Nach einer ersten groben Analyse der Daten spiegelt sich zunächst die allgemeine Kenntnis wider, dass Nutzungen sich primär auf die Täler konzentrieren: im Mittel sind knapp 5 % der Einzugsgebietsflächen bebaut, 31 % landwirtschaftlich genutzt und 63 % bewaldet (Kategorie AREA), wohingegen lediglich 38 % der Fließstrecken innerhalb von Waldflächen liegen (Kategorie REACH). Es treten zudem die bekannten regionalen Unterschiede zwischen links- und rechtsrheinischen Gebieten heraus, als dass in der Nordeifel primär die flachen Hochplateaus anthropogen genutzt werden, in Sauerland und angrenzenden Bereichen dagegen die Täler – an den untersuchten Gewässern in der Eifel sind lediglich 1 % der Fließstrecken baulich überformt (Kategorie REACH), im Sauerland dagegen knapp 11 %, die entsprechenden bewaldeten Abschnitte haben an den Eifelgewässern mit 51 % einen relativ hohen Anteil, im Sauerland dagegen lediglich 33 % (unterer Abschnitt von Tabelle 21).

Einige der Gewässer weisen relativ hohe Werte in einzelnen Nutzungsarten auf; so ist die Volme (Kürzel Vol) in der Fläche zu mehr als 25 % verstädtert, Rahmede (Rah) und Nahmer Bach (NaB) sind an 50 % der Fließstrecken verbaut; die Einzugsgebiete von Kall (Kal) und Prether Bach (PrB) sind zu etwa 70 % landwirtschaftlich genutzt, andere Gewässer, wie Waldbach (WaB), Riedgraben (Rie) oder Elbrighäuser Bach (ElB), sind dagegen zu 90 % und mehr bewaldet.

4.3.3 Indikatorarten und Landnutzung

Vor der Betrachtung der Biozönose als geschlossene Einheit und der damit verbundenen Analyse von abiotischen Parametern, Indexwerten sowie biozönotischen Gesamtbewertungen sollen zunächst die »biologischen Bausteine« näher betrachtet werden, sprich: die einzelnen Arten, die einerseits die eigentliche Berechnungsbasis, andererseits aber auch den wichtigsten Kernbestandteil bei Erfolgskontrollen im Falle eines Handlungsbedarfs darstellen.

Die Kernaussage der folgenden Ausführungen liegt in den Ergebnissen der Indikatorartenanalyse (Kapitel 0, Tabelle 25 und Tabelle 26), für die die Gewässer verschiedenen Gruppen zugewiesen wurden. Im Vorfeld wurde bezüglich für die Probestellen einer dieser Gruppen der prozentuale Beitrag eines jeden Taxons am Bewertungsindex berechnet (Kapitel 0) und diese Werte anschließend der Ergebnistabelle der Indikatorartenanalyse zugeordnet, um daraus Rückschlüsse auf den Einfluss der Naturnähe von Einzugsgebieten auf die Taxa ziehen zu können.

Bewertungsrelevanz der Taxa

Die Berechnung des ökologischen Zustands von Gewässerabschnitten stützt sich auf die integrierende Aussage der Summe aller Arten einer Biozönose. Der Beitrag eines einzelnen Taxons zum Gesamtindex hängt dabei im Wesentlichen von dessen Abundanz ab, aber auch von den übrigen an diesem Abschnitt vorkommenden Taxa. In diesem Zusammenhang stellen sich einige Fragen, deren Beantwortung im Folgenden versucht wird:

- Wie groß kann der Einfluss einer einzelnen Art auf den Gesamtindex sein?
- Welche Arten wirken durch ihr Auftreten positiv bzw. negativ auf den Gesamtindex ein, und sind letztlich dafür verantwortlich, dass der Bewertungsindex signifikant über den Strukturindex angehoben bzw. unter diesen abgesenkt wird?
- Gibt es Muster im Auftreten von Arten in solchen Gewässersystemen, die sowohl in der Fläche als auch strukturell vor Ort nur geringe Defizite aufweisen, im Vergleich zu solchen Gewässern, die strukturell geschädigt sind, aber noch ein relativ naturnahes Einzugsgebiet aufweisen?

Um den Beitrag der Taxa am Bewertungsindex zu ermitteln wurde jede Taxaliste zunächst, entsprechend der Anzahl der darin enthaltenen Taxa, vervielfältigt; in jeder dieser Teillisten wurde anschließend sukzessive die Individuendichte jeweils eines Taxons manuell auf Null gesetzt, was der Simulation des Fehlens dieses Taxons an der betrachteten Probestelle entspricht. Für jede Teilliste wurde der biozönotische Bewertungsindex berechnet (im Folgenden »eqim₂« genannt) und, darauf aufbauend, die prozentuale Differenz des eqim₂ zum Referenzergebnis EQIM₂ der Gesamttaxaliste. Ein Taxon indiziert seinen positiven Einfluss auf die Bewertung durch einen positiven Anteil und umgekehrt.

Die genannten Berechnungen wurden lediglich auf der Grundlage von Frühjahrsdaten durchgeführt und nur für fünf ausgewählte Probestellen. Diese sind dadurch gekennzeichnet, dass sowohl ein deutlicher Unterschied zwischen Strukturindex und EQIM₂ als auch zwischen Strukturindex und Nutzungsindex¹² besteht, und es folglich einen qualitativen Bruch zwischen struktureller Ausstattung an der Probestelle und der Naturnähe des Einzugsgebietes gibt, wobei sich dieser Bruch auch beim Vergleich von Strukturindex und Bewertungsindex zeigt. Ein Unterschied wurde dann als deutlich definiert, wenn die genannten Differenzen mindestens 0,10 Einheiten betragen (entsprechend einer halben Klassenbreite) – alle in Tabelle 22 aufgeführten Gewässer werden somit durch die Fauna deutlich besser bewertet als es die lokale Struktur indiziert, und zugleich ist die ökologische Situation in den Einzugsgebieten deutlich besser als an der Probestelle selbst.

Tabelle 22: Probestellen zur Berechnung der Bewertungsrelevanz der Taxa (Auswahlkriterien sind Differenzen größer als 0,10 [rechte zwei Spalten]; der Nutzungsindex wird in Kapitel 4.3.4 ausführlicher vorgestellt; die Sortierung der Gewässer erfolgte absteigend nach dem EQIM₂).

Kürzel	Strukturindex	Nutzungsindex	EQIM ₂ (Frühjahr)	Differenzen	
				EQIM ₂ – Struktur	Nutzung – Struktur
Rie	0,71	0,90	0,85	0,14	0,19
Nam	0,30	0,42	0,83	0,53	0,12
Erk	0,50	0,71	0,76	0,26	0,21
WoB	0,36	0,46	0,61	0,25	0,10
NaB	0,01	0,37	0,21	0,20	0,36

Tabelle 23 zeigt einen Auszug der Ergebnisse; angegeben sind diejenigen Taxa, die den jeweils größten positiven Beitrag zum EQIM₂ liefern. Mit über 50 % der Einträge gehören überdurchschnittlich viele dieser Taxa der Ordnung der Plecoptera an – im Falle des Gewässers Namenlose sind es sogar $\frac{3}{4}$ der ersten 12 Taxa. Die zweit- und dritthäufigsten Gruppen sind die Ordnungen der Trichoptera (22 %) und Diptera (13 %). Die am häufigsten enthaltenen Taxa sind *Protonemura* sp., *Brachyptera risi*, *Odontocerum albicorne*, *Sericostoma* sp. und *Prosimulium*

¹² Der Nutzungsindex wurde analog dem Strukturindex erstellt; die ihm zugrunde liegenden Parameter sowie ihre Verrechnung werden im Rahmen des Kapitels 4.3.4 vorgestellt.

sp. Zudem sind die meisten der Taxa im Deutschen Faunaindex (Typ 5) als Indikatoren guter bis sehr guter Strukturen eingestuft, die meisten von diesen mit dem Indexwert +2. Nähere Informationen zum Faunaindex werden in LORENZ et al. (2004b) gegeben.

Tabelle 23: Prozentualer Beitrag der Taxa zum Bewertungsergebnis (angegeben sind Taxa mit den jeweils 12 höchsten Werten; EQIM₂= Bewertungsindex der vollständigen Taxaliste [Index in Fettdruck]; eqim₂ = Bewertungsindex der Teilliste [d. h. nach Herausrechnung des jeweiligen Taxons]; Beitrag: prozentuale Abweichung zum Referenzwert EQIM₂ [ein positiver Wert indiziert den positiven Beitrag eines Taxons zum Bewertungsindex]; DFI = Einstufung des Deutschen Faunaindexes für Fließgewässertyp 5).

Gewässername		EQIM ₂		Gewässername		EQIM ₂	
Taxon	DFI	eqim ₂	Beitrag	Taxon	DFI	eqim ₂	Beitrag
Riedgraben		0,85		Namenlose		0,83	
<i>Protonemura</i> sp.	+2	0,79	6,8%	<i>Leuctra</i> sp.	+1	0,79	5,0%
<i>Prosimulium</i> sp.		0,82	3,0%	<i>Amphinemura</i> sp.	+2	0,79	4,1%
<i>Sericostoma</i> sp.	+2	0,84	1,5%	<i>Brachyptera seticornis</i>	+1	0,79	4,0%
<i>Rhyacophila praemorsa</i>	+2	0,84	1,2%	<i>Protonemura</i> sp.	+2	0,81	1,8%
<i>Atherix</i> sp.	+2	0,84	0,9%	<i>Brachyptera risi</i>	+1	0,82	1,4%
<i>Rhithrogena</i> sp.		0,85	0,6%	<i>Leuctra braueri</i>	+2	0,82	1,0%
<i>Liponeura cinerascens</i>	+2	0,85	0,6%	<i>Rhyacophila tristis</i>	+2	0,82	0,9%
<i>Brachyptera seticornis</i>	+1	0,85	0,6%	<i>Perla marginata</i>	+2	0,82	0,8%
<i>Odontocerum albicorne</i>	+2	0,85	0,4%	<i>Odontocerum albicorne</i>	+2	0,82	0,8%
<i>Amphinemura</i> sp.	+2	0,85	0,4%	<i>Nemoura</i> sp.	+1	0,82	0,7%
<i>Leuctra</i> sp.	+1	0,85	0,3%	<i>Potamophylax cingulatus</i>	+2	0,82	0,7%
<i>Glossosoma conformis</i>	+2	0,85	0,3%	<i>Isoperla</i> sp.		0,82	0,7%
Erkensruhr		0,76		Wolffter Bach		0,61	
<i>Amphinemura</i> sp.	+2	0,71	5,6%	<i>Simulium</i> sp.		0,55	10,2%
<i>Brachyptera seticornis</i>	+1	0,72	5,2%	<i>Prosimulium</i> sp.		0,56	8,6%
<i>Protonemura</i> sp.	+2	0,74	2,3%	<i>Brachyptera risi</i>	+1	0,59	3,3%
<i>Perla marginata</i>	+2	0,75	1,5%	<i>Protonemura</i> sp.	+2	0,60	2,0%
<i>Prosimulium</i> sp.		0,75	1,4%	<i>Siphonoperla</i> sp.	+1	0,61	1,6%
<i>Odontocerum albicorne</i>	+2	0,75	1,3%	<i>Gammarus fossarum</i>	+1	0,61	1,1%
<i>Brachyptera risi</i>	+1	0,75	1,3%	<i>Perla marginata</i>	+2	0,61	1,1%
<i>Siphonoperla</i> sp.	+1	0,75	1,1%	<i>Odontocerum albicorne</i>	+2	0,61	1,0%
<i>Protonemura praecox</i>		0,75	1,0%	<i>Esolus angustatus</i> Ad.	+2	0,61	1,0%
<i>Isoperla</i> sp.		0,75	0,9%	<i>Limnius perrisi</i> Lv.	+2	0,61	1,0%
<i>Leuctra</i> sp.	+1	0,75	0,9%	<i>Sericostoma</i> sp.	+2	0,61	0,9%
<i>Sericostoma</i> sp.	+2	0,75	0,8%	<i>Isoperla</i> sp.		0,61	0,8%
Nahmer Bach		0,21					
<i>Gammarus fossarum</i>	+1	0,18	17,2%				
<i>Prosimulium</i> sp.		0,18	14,9%				
<i>Protonemura</i> sp.	+2	0,19	10,7%				
<i>Brachyptera risi</i>	+1	0,20	8,3%				
<i>Nemoura</i> sp.	+1	0,20	5,8%				
<i>Sericostoma</i> sp.	+2	0,20	5,6%				
<i>Simulium</i> sp.		0,20	5,4%				
<i>Ephemera danica</i>	+2	0,20	4,9%				
<i>Habroleptoides confusa</i>	+1	0,20	4,9%				
<i>Nemoura marginata</i> -Gr.		0,20	4,7%				
<i>Hydropsyche instabilis</i>	+1	0,21	3,7%				
<i>Galba truncatula</i>		0,21	3,3%				

Die angegebenen Werte sind nicht additiv; wollte man den gemeinsamen Beitrag zweier oder mehrerer Taxa ermitteln (beispielsweise solche Arten, die häufig syntop auftreten), müsste der Wert unter entsprechender Veränderung der Taxaliste neu berechnet werden. Dabei tritt allerdings grundsätzlich der Effekt auf, dass sich die Beiträge mehrerer Taxa gegenseitig leicht verstärken: so liegt der summarische Wert für die ersten drei Taxa an der Namenlose bei 14,8 %, obwohl die Summe der einzelnen Beiträge lediglich 13,1 % ergibt; der gemeinsame Beitrag der Taxa *Gammarus fossarum*, *Prosimulium* sp. und *Sericostoma* sp. am Nahmer Bach erreicht knapp 40 %, die Summe der Einzelwerte Werte liegt bei knapp 38%.

Die kausalen Zusammenhänge zwischen einzelnen Taxa, ihren autökologischen Ansprüchen sowie ihren Beiträgen zur Bewertung nachzuzeichnen, wird in nur wenigen Fällen im Einzelnen möglich sein – aus folgenden Gründen: Die meisten Taxa (etwa 58 %) tragen lediglich mit geringen Anteilen von maximal 1 % zur Bewertung bei, was für eindeutige Aussagen als nicht ausreichend erscheint. Des Weiteren zeigen einige der Taxa in diesem Zusammenhang ambivalente Eigenschaften, je nachdem, ob diese in strukturell verarmten oder relativ naturnahen Gewässerabschnitten vorkommen – hierzu einige Beispiele:

- *Brachypteri risi* weist am relativ naturnahen Riedgraben (Strukturindex: 0,71, Nutzungsindex: 0,90) einen Wert von -3,1 % auf. Alle anderen Probestellen werden strukturell schlechter bewertet (zwischen 0,50 und 0,01); die Art besitzt an diesen Stellen einen durchweg positiven Beitrag (zwischen 1,3 % und 8,3 %).
- *Habroleptoides confusa* weist an den Gewässern Riedgraben und Erkensruhr ihre größten negativen Werte auf (-4,1 % bzw. -5,4 %); zugleich sind diese Gewässer die naturnächsten (Strukturindizes: > 0,50, Nutzungsindizes: > 0,71). An der Probestelle des strukturell schlechtesten und am intensivsten genutzten Nahmer Bachs hingegen trägt die Art mit 4,9% zu einer Aufwertung bei.
- *Gammarus fossarum* kommt an lediglich drei der fünf Probestellen vor. Die Art zeigt am naturnahen Riedgraben einen vernachlässigbar geringen Einfluss (-0,2 %), an dem mäßig belasteten Gewässer Wolfferter Bach einen deutlich stärkeren Beitrag (1,1 %) und am stark überformten Nahmer Bach einen deutlich positiven Wert (17,2 %).

Nicht immer lassen die Kennwerte solch proportionale Beziehungen zu den abiotischen Indizes erkennen, jedoch liegt die allgemeine Tendenz vor, dass Taxa einen eher negativen Beitrag an naturnahen Abschnitten zeigen, während ihr Beitrag an der Bewertung verarmter Stellen eher positiv oder zumindest weniger stark negativ ausfällt.

Ein weiterer Grund dieser Ambivalenz ist der, dass bei relativen Angaben nicht nur das einzelne Taxon eine Rolle spielt, sondern auch alle anderen an dieser Stelle vorkommenden Taxa. Stiege beispielsweise die Abundanz einer Art an, die positiv zum Index beiträgt, stiege damit ebenfalls der Bewertungsindex, die relativen Beiträge aller übrigen Taxa hingegen nähmen ab. Die eigentliche Aussage der Auswertung wird erst im Zusammenhang mit der nachfolgend beschriebenen Indikatorartenanalyse deutlich (Kapitel 0). Was jedoch deutlich wird ist die Tatsache, dass das Fehlen oder Auftreten nur einzelner Taxa erhebliche Auswirkungen auf die Höhe des Bewertungsindex haben können.

Indikatorartenanalyse

Ziel dieser Analyse war es, für unterschiedliche abiotische Bedingungen an den Gewässern charakteristische Taxa zu ermitteln und diese anschließend mit den Ergebnissen des vorigen Kapitels zu kombinieren; die Bedingungen sollten sich dabei nicht nur auf die lokale Situation im Umfeld der Probestellen, sondern ebenfalls auf die Situation im Einzugsgebiet beziehen.

Hierzu wurden die Probestellen vier Gruppen zugewiesen, die nach folgenden Kriterien festgelegt wurden:

- Die Gruppen A und B umfassen solche Stellen, die anhand der Fauna deutlich besser bewertet werden als es der Strukturindex implizieren würde (Differenz zwischen EQIM₂ und Strukturindex $\geq 0,10$). Die Gewässer der Gruppe A weisen zudem einen markanten Bruch in der ökologischen Qualität zwischen Einzugsgebiet und lokaler Morphologie auf (Differenz zwischen Nutzungsindex¹³ und Strukturindex $\geq 0,10$); diese Gruppe beinhaltet somit alle Probestellen, die im vorangegangenen Kapitel für die Bewertungsrelevanz der Taxa herangezogen wurden. Demgegenüber weisen die Probestellen der Gruppe B keinen signifikanten Unterschied zwischen Struktur- und Nutzungsindex auf; diese Gruppe besitzt bezüglich der aufgeworfenen Fragestellung eine nur untergeordnete Relevanz und wird daher bei den folgenden Betrachtungen nicht weiter behandelt.
- Gruppe C beinhaltet alle Stellen, die von der Quelle bis zur Probestelle eine durchgehend bessere bis sehr gute Qualität aufweisen (Struktur- und Nutzungsindex jeweils größer als 0,55), und die mit einem EQIM₂ von größer 0,60 mit gut oder sehr gut bewertet werden (Ausnahmen: die Stellen mit den Kürzeln Kal_1 und Pal werden in ihren Einzugsgebieten intensiver genutzt, was sich jedoch auf die biozönotische Bewertung nicht auswirkt).
- Gruppe D umfasst die übrigen Gewässer, deren abiotische Indizes durchgehend kleiner 0,50 sind und biozönotisch (mit einer Ausnahme: Sal_1) in die Zustandsklassen mäßig, unbefriedigend oder schlecht eingestuft werden; der Nutzungsindex liegt hier jeweils um etwa 0,10 Einheiten unter dem entsprechenden Strukturindex.

Tabelle 24: Gruppeneinteilung der Gewässer zur Ausweisung von Indikatorarten (Kriterien der Gruppeneinteilung [mit NI = Nutzungsindex, SI = Strukturindex, >> = deutlich größer als]: Gruppe A: NI >> SI & EQIM₂ >> SI; Gruppe B: EQIM₂ >> SI; Gruppe C: NI > 0,55 & SI > 0,55 & EQIM₂ > 0,60; Gruppe D: NI < 0,50 & SI < 0,50 & EQIM₂ < 0,60 [ausführliche Beschreibung im laufenden Text]; der Nutzungsindex wird in Kapitel 4.3.4 eingehender vorgestellt; die Sortierung der Gewässer erfolgte absteigend nach EQIM₂).

Kürzel	Indizes			Kürzel	Indizes			Kürzel	Indizes		
	Struktur	Nutzung	EQIM ₂		Struktur	Nutzung	EQIM ₂		Struktur	Nutzung	EQIM ₂
Gruppe A				Gruppe C				Gruppe D			
Rie	0,71	0,90	0,85	Lin	0,77	0,56	0,84	GoB	0,75	0,59	0,73
Nam	0,30	0,42	0,83	Laa	0,79	0,70	0,82	PIB	0,72	0,99	0,72
Erk	0,50	0,71	0,76	Pal	0,71	0,36	0,80	Lah	0,64	0,65	0,72
WoB	0,36	0,46	0,61	EIB_1	0,84	0,76	0,80	Rur	0,86	0,70	0,69
NaB	0,01	0,37	0,21	EIB_2	0,84	0,76	0,79	Kal_1	0,69	0,49	0,67
Gruppe B				WWb_2	0,99	0,99	0,78	Mar	0,58	0,58	0,66
TrB	0,43	0,45	0,57	WWb_1	0,99	0,99	0,76	PrB	0,70	0,61	0,64
DrB_2	0,15	0,10	0,40	Kal_2	0,80	0,74	0,76	Röh	0,58	0,62	0,61
DrB_1	0,12	0,10	0,37	WaB	0,77	0,90	0,75				
								Sal_1	0,45	0,34	0,60
								Sal_2	0,48	0,34	0,48
								Els	0,50	0,35	0,25
								Vol	0,31	0,17	0,20
								Rah_2	0,11	0,00	0,13
								Rah_1	0,15	0,00	0,11

¹³ Der Nutzungsindex wurde analog dem Strukturindex erstellt; die ihm zugrunde liegenden Parameter sowie ihre Verrechnung werden im Rahmen des Kapitels 4.3.4 vorgestellt.

Die aufgeführten Ausnahmen waren notwendig, da diese Stellen keinem der Kriterien entsprachen; sie wurden daher den am besten passenden Gruppen zugeteilt. Die wesentlichen Eigenschaften der drei relevanten Gruppen lassen sich somit wie folgt grob charakterisieren: Gruppe A beinhaltet heterogene Stellen (heterogen bezüglich der Indexpaare Nutzung/Struktur sowie EQIM₂/Struktur, mit einer eher schlechten Struktur und einem deutlich besseren Einzugsgebiet), Gruppe C beinhaltet bezüglich aller drei Indizes gute bis sehr gute Stellen, Gruppe D beinhaltet bezüglich aller drei Indizes mäßige bis schlechte Stellen.

Das Ergebnis der Indikatorartenanalysen wird in Tabelle 25 (linke Hälfte) in einem Auszug wiedergegeben. Darin sind alle diejenigen Taxa enthalten, für die mindestens ein Indikatorwert von 25 % berechnet wurde. Unter Maßgabe dieser Grenze ergeben sich für die Stellen der Gruppen A und D, die im Bereich der Probestelle einer mehr oder weniger intensiven anthropogenen Überformung unterliegen (Strukturindex i. d. R. $\leq 0,50$), eine relativ geringe Anzahl typischer Taxa (10 bzw. 12), wohingegen die Stellen der Gruppe C mit ihrer weitgehend natürlichen oder zumindest naturnahen abiotischen Situation durch 29 Indikatorarten vertreten werden.

Das für die Thematik wesentliche Resultat besteht darin, dass grob die Hälfte der Taxa, die aufgrund ihrer Stetigkeit sowie ihrer Individuendichten als Indikatoren für Gruppe C ausgewiesen wurden, gleichzeitig einen relativ hohen positiven Beitrag an den Bewertungsergebnissen der Probestellen aus Gruppe A besitzen (die Werte in den rechten Spalten wurden übernommen aus Tabelle 23 [Berechnung der Bewertungsrelevanz]), beispielsweise die Gattungen *Prosimulium*, *Sericostoma*, *Siphonoperla*, *Protonemura* und *Leuctra* sowie die Arten *Brachyptera seticornis* und *Odontocerum albicorne* (rechte Hälfte von Tabelle 25). All dies sind somit Taxa, die an solchen Gewässern mit hohen Stetigkeiten und/oder Abundanzen vertreten sind, die sowohl in den Einzugsgebieten wie auch an den Probestellen weitgehend naturnah erscheinen; gleichzeitig weisen diese Taxa einen hohen positiven Beitrag am Bewertungsergebnis jener Stellen auf, die einen Bruch in der ökologischen Qualität zwischen einem guten Einzugsgebiet und einer strukturell geschädigten Probestelle zeigen.

Demgegenüber weisen die für Gruppe D ausgewiesenen Indikatorarten überwiegend negative oder lediglich schwach positive Beiträge zum Bewertungsindex auf, insbesondere die Taxa *Baetis* sp. und *Baetis rhodani*. Die Unterschiede zwischen den beiden genannten Taxagruppen sind signifikant (Mann-Whitney U-Test: $p < 0,001$). Die Beiträge der Indikator taxa aus Gruppe A liegen zwischen den Werten der übrigen beiden Gruppen, es gibt beim Vergleich der Verteilungen jedoch breite Überlappungsbereiche, so dass diese Unterschiede nicht signifikant sind ($p_{AC} > 0,18$, $p_{AD} > 0,06$).

Tabelle 25: Indikatorarten der Gruppen A, C und D (Taxa mit Indikatorwert > 25; Beitrag zum EQIM₂: Anteil der Taxa am EQIM₂ [Werte gemäß Tabelle 23]; graue Markierungen: Werte größer 1,0 %; Gruppe A ist identisch mit den in Tabelle 23 enthaltenen Probestellen; Kriterien der Gruppeneinteilung [NI = Nutzungsindex, SI = Strukturindex, >> = deutlich größer als]: Gruppe A: NI >> SI & EQIM₂ >> SI; Gruppe B: EQIM₂ >> SI; Gruppe C: NI > 0,55 & SI > 0,55 & EQIM₂ > 0,60; Gruppe D: NI < 0,50 & SI < 0,50 & EQIM₂ < 0,60 [ausführliche Beschreibung im laufenden Text]).

Taxonname	Indikatorwerte der Gruppen					Beitrag zum EQIM ₂ (Gruppe A)				
	Max	A	B	C	D	Rie	Erk	Nam	WoB	NaB
Indikatortaxa für Gruppe A										
<i>Esolus angustatus</i> Lv.	50,7	51	0	6	0	0,1%	-0,6%	-2,7%		
Leptophlebiidae Gen. sp.	47,9	48	1	28	0	-0,8%	-0,3%	0,4%	-4,8%	
<i>Atherix</i> sp.	46,4	46	0	7	1	0,9%	0,7%	0,5%		
<i>Nemoura marginata</i> -Gr.	40,0	40	0	0	0	0,0%				4,7%
<i>Brachyptera risi</i>	37,6	38	28	28	5	-3,1%	1,3%	1,4%	3,3%	8,3%
<i>Hydraena gracilis</i> Ad.	35,0	35	3	32	7	0,0%	-0,1%	0,4%	0,1%	
<i>Ecdyonurus</i> sp.	33,3	33	0	9	0	0,1%			0,1%	
<i>Perla marginata</i>	28,4	28	3	22	0	0,2%	1,5%	0,8%	1,1%	
Lumbricidae Gen. sp.	26,6	27	0	8	0	-0,2%	0,5%			
<i>Idioptera</i> sp.	26,2	26	0	6	0	0,1%	0,7%			
Indikatortaxa für Gruppe C										
<i>Prosimulium</i> sp.	66,1	27	0	66	2	3,0%	1,4%	0,6%	8,6%	14,9%
<i>Gammarus fossarum</i>	63,9	4	0	64	12	0,2%			1,1%	17,2%
<i>Sericostoma</i> sp.	63,4	24	4	63	0	1,5%	0,8%	0,3%	0,9%	5,6%
<i>Liponeura cinerascens</i> cinerascens	58,3	10	0	58	0	0,6%	0,7%	0,4%		
<i>Nemoura</i> sp.	54,7	15	10	55	8	-0,2%	0,0%	0,7%	0,7%	5,8%
<i>Siphonoperla</i> sp.	54,0	16	22	54	3	0,0%	1,1%	0,7%	1,6%	
<i>Epeorus sylvicola</i>	53,5	21	4	53	9	-0,1%	0,4%	-4,5%	-0,2%	1,8%
<i>Protonemura</i> sp.	53,2	32	0	53	4	6,8%	2,3%	1,8%	2,0%	10,7%
<i>Leuctra</i> sp.	50,3	10	4	50	16	0,3%	0,9%	5,0%	0,7%	
<i>Limnius perrisi</i> Ad.	48,6	1	0	49	10			0,5%		
<i>Elmis</i> sp. Ad.	47,1	3	9	47	2			0,5%	0,6%	
<i>Brachyptera seticornis</i>	45,7	37	0	46	1	0,6%	5,2%	4,0%	0,8%	
<i>Esolus angustatus</i> Ad.	43,5	24	0	43	1	0,1%	0,4%	-0,6%	1,0%	
<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	42,4	12	18	42	6	-0,2%	0,1%	-0,1%	0,3%	
<i>Glossosoma</i> sp.	40,6	0	0	41	0	0,1%				
<i>Hydraena</i> sp. Ad.	40,0	14	1	40	2		0,2%		0,1%	
<i>Odontocerum albicorne</i>	39,2	30	2	39	2	0,4%	1,3%	0,8%	1,0%	
<i>Simulium</i> sp.	39,2	26	32	39	1	0,1%	0,7%	0,5%	10,2%	5,4%
<i>Amphinemura</i> sp.	38,6	26	0	39	2	0,4%	5,6%	4,1%		
<i>Esolus</i> sp. Lv.	35,5	6	0	35	2				0,4%	
<i>Glossosoma conformis</i>	35,3	30	0	35	0	0,3%	-2,9%	-0,1%		
<i>Hydropsyche</i> sp.	33,4	12	9	33	21	0,2%	0,4%	0,4%	0,6%	2,4%
<i>Rhithrogena</i> sp.	31,1	25	6	31	17	0,6%	0,5%	-1,3%	0,8%	2,8%
<i>Dinocras cephalotes</i>	30,5	4	0	31	2			0,6%		
Simuliidae Gen. sp.	30,1	7	0	30	0				0,2%	
Heptageniidae Gen. sp.	29,0	10	5	29	22	0,0%	0,3%	0,4%	0,3%	
<i>Tvetenia</i> sp.	28,8	2	4	29	5				0,4%	
<i>Hydropsyche dinarica</i>	28,1	23	0	28	6	0,0%		-0,6%	0,7%	
<i>Silo pallipes</i>	26,3	1	4	26	1			0,5%		
Indikatortaxa für Gruppe D										
<i>Baetis</i> sp.	64,3	0	1	32	64	-0,4%	-1,1%	0,3%	-4,2%	-1,7%
<i>Baetis rhodani</i>	55,1	14	15	14	55	-0,4%	-1,8%	-1,1%	-4,3%	-12,0%
Empididae Gen. sp.	54,6	3	2	1	55	0,1%		0,5%		
Ceratopogonidae Gen. sp.	44,6	2	18	2	45				0,5%	
<i>Ephemerella mucronata</i>	39,8	1	0	12	40				0,2%	0,5%
<i>Limnius perrisi</i> Lv.	36,1	9	0	35	36	0,1%	0,6%	0,4%	1,0%	
<i>Elmis</i> sp. Lv.	35,4	3	10	23	35		0,6%	0,5%	0,6%	
<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gr.	33,1	24	0	11	33	0,0%	0,5%	0,4%	0,2%	1,9%
<i>Hydropsyche siltalai</i>	32,5	9	17	8	33				-1,6%	1,1%
<i>Gammarus pulex</i>	32,2	1	0	0	32					-37,1%
<i>Rhyacophila nubila</i>	30,1	3	25	3	30			0,0%		0,0%
<i>Isoperla</i> sp.	28,9	7	15	28	29	-0,1%	0,9%	0,7%	0,8%	

Durch Vertauschen der beiden nebeneinander angeordneten Hälften obiger Tabelle ergibt sich ein ähnliches Bild. In diesem Fall wird demnach nicht nach den Indikatorwerten der Taxa in den einzelnen Gruppen sortiert und anschließend die Beiträge zum EQIM₂ der Gruppe A entsprechend zugeordnet, sondern es werden die Taxa der fünf Gewässer aus Gruppe A absteigend nach ihren Beiträgen zum EQIM₂ sortiert (Bezugswert: Median der fünf Werte) und daraufhin die Indikatorwerte der Taxa zugeordnet. Wie aus Tabelle 26 ersichtlich sind von denjenigen Taxa, die die Bewertungsindizes der Gewässer der Gruppe A am deutlichsten positiv beeinflussen, die meisten zugleich Indikatoren für Gruppe C. Daraus ist zu schließen, dass die beiden Mengen

- Indikatortaxa der Gruppe C mit zugleich hohen Beiträgen zur Bewertung der Gruppe A,
- Taxa mit positiver Bewertungsrelevanz an Stellen der Gruppe A mit zugleich hohen Indikatorwerten der Gruppe C

nicht nur einem unidirektionalen Zusammenhang unterliegen, sondern einer Eins-zu-Eins-Identität nahe kommen.

Tabelle 26: Prozentualer Beitrag der Taxa zum Bewertungsergebnis (Auszug aus der Gesamttaxaliste der Probestellen aus Gruppe A; nicht enthalten sind Taxa, die Gewässer aus Gruppe B indizieren sowie Taxa mit einem Indikatorwert kleiner 25; mit »***« indizierte Taxa werden im Anschluss textlich näher behandelt; graue Markierungen [linke Hälfte]: Werte größer 1,0 %; graue Markierungen [rechte Hälfte]: größter Indikatorwert; Taxa absteigend sortiert nach dem Median der Beiträge zum EQIM₂).

Taxanamen	Beitrag zum EQIM ₂ (Gruppe A)					Indikatorwert			
	Rie	Erk	Nam	WoB	NaB	A	B	C	D
Taxa aus Gewässern der Gruppe A*									
<i>Amphinemura</i> sp.	0,4%	5,6%	4,1%			26	0	39	2
<i>Prosimulium</i> sp.	3,0%	1,4%	0,6%	8,6%	14,9%	27	0	66	2
<i>Brachyptera seticornis</i> ***	0,6%	5,2%	4,0%	0,8%		37	0	46	1
<i>Nemoura marginata</i> -Gr.	-0,0%				4,7%	40	0	0	0
<i>Protonemura</i> sp.***	6,8%	2,3%	1,8%	2,0%	10,7%	32	0	53	4
<i>Brachyptera risi</i>	-3,1%	1,3%	1,4%	3,3%	8,3%	38	28	28	5
<i>Gammarus fossarum</i>	0,2%			1,1%	17,2%	4	0	64	12
<i>Protonemura praecox</i> ***		1,0%				7	0	8	0
<i>Perla marginata</i>	0,2%	1,5%	0,8%	1,1%		28	3	22	0
<i>Sericostoma</i> sp.***	1,5%	0,8%	0,3%	0,9%	5,6%	24	4	63	0
<i>Rhyacophila tristis</i>			0,9%			6	0	16	0
<i>Odontocerum albicorne</i> ***	0,4%	1,3%	0,8%	1,0%		30	2	39	2
<i>Siphonoperla</i> sp.***	-0,0%	1,1%	0,7%	1,6%		16	22	54	3
<i>Leuctra</i> sp.	0,3%	0,9%	5,0%	0,7%		10	4	50	16
<i>Isoperla</i> sp.	-0,1%	0,9%	0,7%	0,8%		7	15	28	29
<i>Nemoura</i> sp.	-0,2%		0,7%	0,7%	5,8%	15	10	55	8
<i>Atherix</i> sp.	0,9%	0,7%	0,5%			46	0	7	1
<i>Simulium</i> sp.	0,1%	0,7%	0,5%	10,2%	5,4%	26	32	39	1
<i>Dinocras cephalotes</i>			0,6%			4	0	31	2
<i>Rhithrogena</i> sp.	0,6%	0,5%	-1,3%	0,8%	2,8%	25	6	31	17
<i>Liponeura cinerascens cinerascens</i>	0,6%	0,7%	0,4%			10	0	58	0
<i>Elmis</i> sp. Ad.			0,5%	0,6%		3	9	47	2
<i>Elmis</i> sp. Lv.		0,6%	0,5%	0,6%		3	10	23	35
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.				0,5%		2	18	2	45
<i>Limnius perrisi</i> Ad.			0,5%			1	0	49	10
<i>Limnius perrisi</i> Lv.	0,1%	0,6%	0,4%	1,0%		9	0	35	36
<i>Silo pallipes</i>			0,5%			1	4	26	1

4.3.4 Struktur und Nutzung – eine Zweckehe

Nach den speziellen Betrachtungen zur Verteilung von Arten bzw. ihren Aussagen zur Bewertung stehen im weiteren Verlauf eher übergeordnete Kenngrößen im Mittelpunkt. Dazu soll der mathematische Zusammenhang ermittelt werden, der zwischen den einzelnen Umweltvariablen und der biozönotischen Bewertung besteht. Mit Umweltvariablen sind alle diejenigen Variablen gemeint, die die lokale Morphologie wie auch die Nutzungen verschiedener räumlicher Skalen beschreiben. Für derartige Zwecke ist prinzipiell eine multiple Regressionsanalyse geeignet, bei der die Umweltvariablen als unabhängige Größen und der Bewertungsindex als abhängige Größe eingehen. Im vorliegenden Fall tritt jedoch das Problem auf, dass für eine solche Analyse zu viele unabhängige Größen vorhanden sind: 52 Strukturparameter und 9 Nutzungsvariablen. Aufgrund der Anzahl an Probestellen besteht jedoch die Gefahr, dass die Berechnungen bereits ab einer Zahl von 4 Variablen instabil werden können (siehe auch Kapitel 0).

Um dennoch aussagekräftige Resultate zu erzielen, wurde eine Zwischenstufe eingebaut (siehe Abbildung 17). Danach wird dem bestehenden Strukturindex ein Nutzungsindex zur Seite gestellt, der analog der Vorgehensweise beim Strukturindex entwickelt wurde, d. h. über eine multivariate Berechnung (siehe hierzu Kapitel 0). Der Strukturindex drückt somit die Gesamtsituation von Strukturen an den Probestellen, der Nutzungsindex die Gesamtsituation der Landnutzung in den Einzugsgebieten jeweils integrativ in einer Zahl aus. Die Zwischenstufe bietet zudem den Vorteil, den Einfluss beider Variablentypen auf die Bewertung einander gegenüberzustellen, um somit Aussagen zumachen zu können, ob Strukturen oder Nutzungen einen größeren Einfluss auf das Bewertungsergebnis haben.

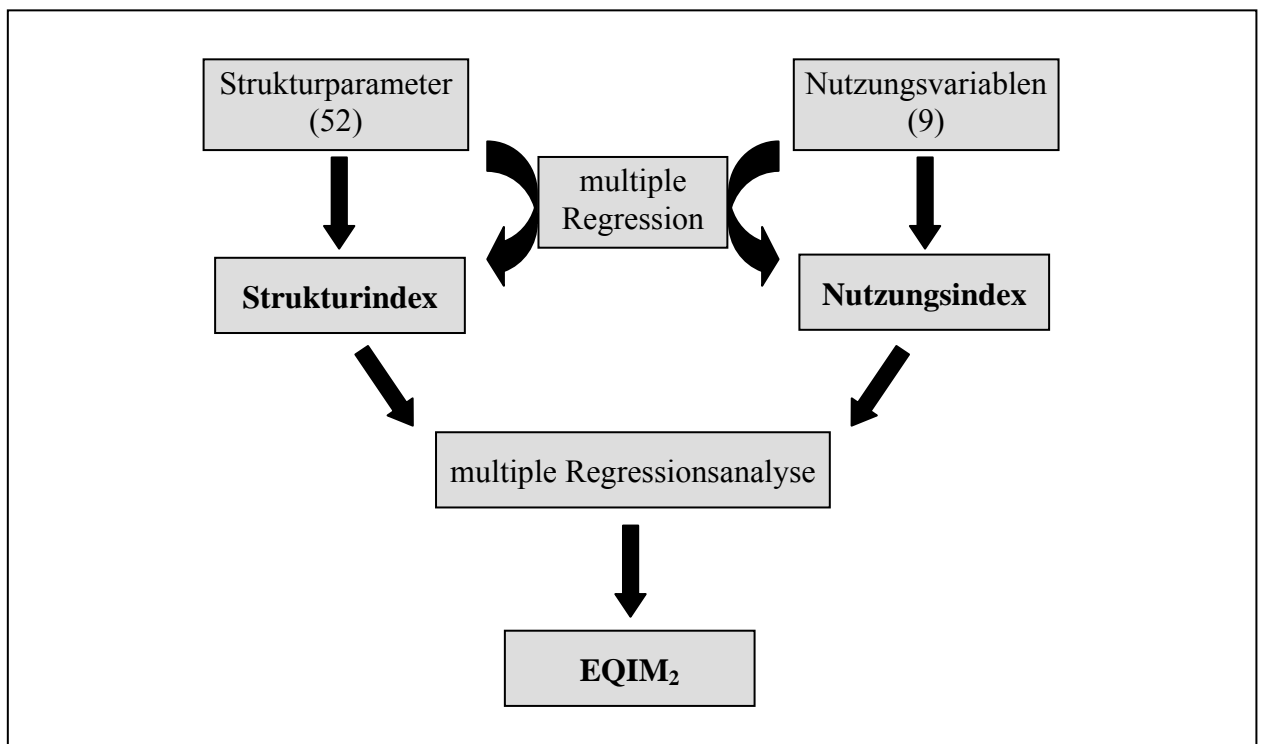


Abbildung 17: Ablaufdiagramm zur Ermittlung des Zusammenhangs zwischen Umweltvariablen und Bewertungsindex (Ergebnisse der ersten Regression werden in Kapitel 0, Ergebnisse der zweiten Regression in Kapitel 0 behandelt).

Die ersten beiden Regressionen (symbolisiert durch die halbkreisförmigen Pfeile in obiger Abbildung) quantifizieren die Beziehungen zwischen einzelnen Nutzungsvariablen und Nutzungsindex (Kapitel 0) bzw. einzelnen Strukturparametern und Strukturindex (Kapitel 0), mit dem Ziel, diejenigen Größen zu ermitteln, die den betreffenden Index am besten erklären und diesen gegebenenfalls vertreten können (Kapitel 0). Die dritte Regression quantifiziert die Beziehungen zwischen den abiotischen Indizes und dem Bewertungsindex (unterer Bereich der obigen Abbildung) und beantwortet die Frage nach der Bedeutung von Strukturen und Nutzungen insgesamt (Kapitel 0).

Zusammenfassend geht es folglich um die Klärung der Frage, ob die strukturellen oder eher die nutzungsbedingten Eigenschaften eines Gewässersystems die Bewertung prägen, und welche der Einzelvariablen wiederum prägend für die summarischen Indizes sind. Die zugehörigen Modelle sind das Ergebnis einzelner multipler Regressionen, die stufenweise und aufeinander aufbauend die Vielzahl abiotischer Größen in eine mathematische Beziehung setzen zu der singulären Größe des EQIM₂.

Bei allen Berechnungen werden die beiden Jahreszeiten gemeinsam betrachtet: die Werte von EQIM₂ und Strukturindex wie auch die der einzelnen Strukturparameter wurden zu diesem Zweck gemittelt, die nutzungsbezogenen Größen sind unabhängig von der Jahreszeit. Hauptgrund für dieses Vorgehen waren größere Stabilität und erhöhte Aussagekraft der berechneten Modelle (auf die erhöhte Stabilität von Bewertungsergebnissen nach der Kombination zweier Aufsammlungen wurde in Kapitel 0 eingegangen).

Vorbetrachtungen

Um einen ersten Einblick in das Zusammenwirken von Strukturdaten und Nutzungsdaten zu bekommen, wurde eine Redundanzanalyse (RDA) durchgeführt, für die die biozönotischen Daten beider Jahreszeiten verrechnet wurden (Summen der Individuendichten).

Das Ergebnis einer RDA bietet die Möglichkeit, Korrelationen zwischen Variablen eines Datentyps zu erkennen, beispielsweise mit dem Ziel, hoch miteinander korrelierte Parameter auszuweisen und zu eliminieren. Werden nun in die Sekundärmatrix Daten verschiedener Variablentypen eingebracht (in diesem Fall: Nutzungs- und Strukturdaten sowie ein Bewertungsindex), lassen sich über die grafische Darstellung Abhängigkeiten zwischen Struktur bzw. Nutzung (Ursache der Abhängigkeit) und dem EQIM₂ (Antwort auf die Ursache), unter Berücksichtigung biozönotischer Daten, finden.

Von den in Abbildung 18 dargestellten Variablen besitzt der EQIM₂ das größte Erklärungspotential für die Varianz in den biologischen Daten, seine Projektion auf die erste Achse beträgt 76 % der Länge des entsprechenden Eigenvektors (die erste Achse repräsentiert auch hier die Degradation). Für eine Abwägung, inwieweit Struktur- oder Nutzungsparameter einen größeren Einfluss auf die Bewertung besitzen, ist das Diagramm nicht eindeutig – so lassen sich Vertreter für beide Variablengruppen finden, deren Projektion auf den EQIM₂-Vektor einander vergleichbare Längen aufweisen; möglicherweise kommt den beiden Gruppen daher eine annähernd gleich starke Bedeutung zu. Des Weiteren ist zu erkennen, dass bestimmte Nutzungen eine größere Bedeutung für die Bewertung haben als andere: der Waldanteil entlang der Fließstrecken (REACH_3) und im Einzugsgebiet (AREA_3) sowie die städtisch geprägten Flächen aller drei Skalen scheinen in einer stärkeren Beziehung zum EQIM₂ zu stehen als die übrigen Nutzungsvariablen; insbesondere fällt auf, dass landwirtschaftlich genutzte Flächen (Suffix »2«) die geringste Bedeutung für den EQIM₂ besitzen. Alle nicht dargestellten Größen (z. B. LOCAL_2 oder REACH_2) weisen sehr kurze Vektoren auf und wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit ausgeblendet.

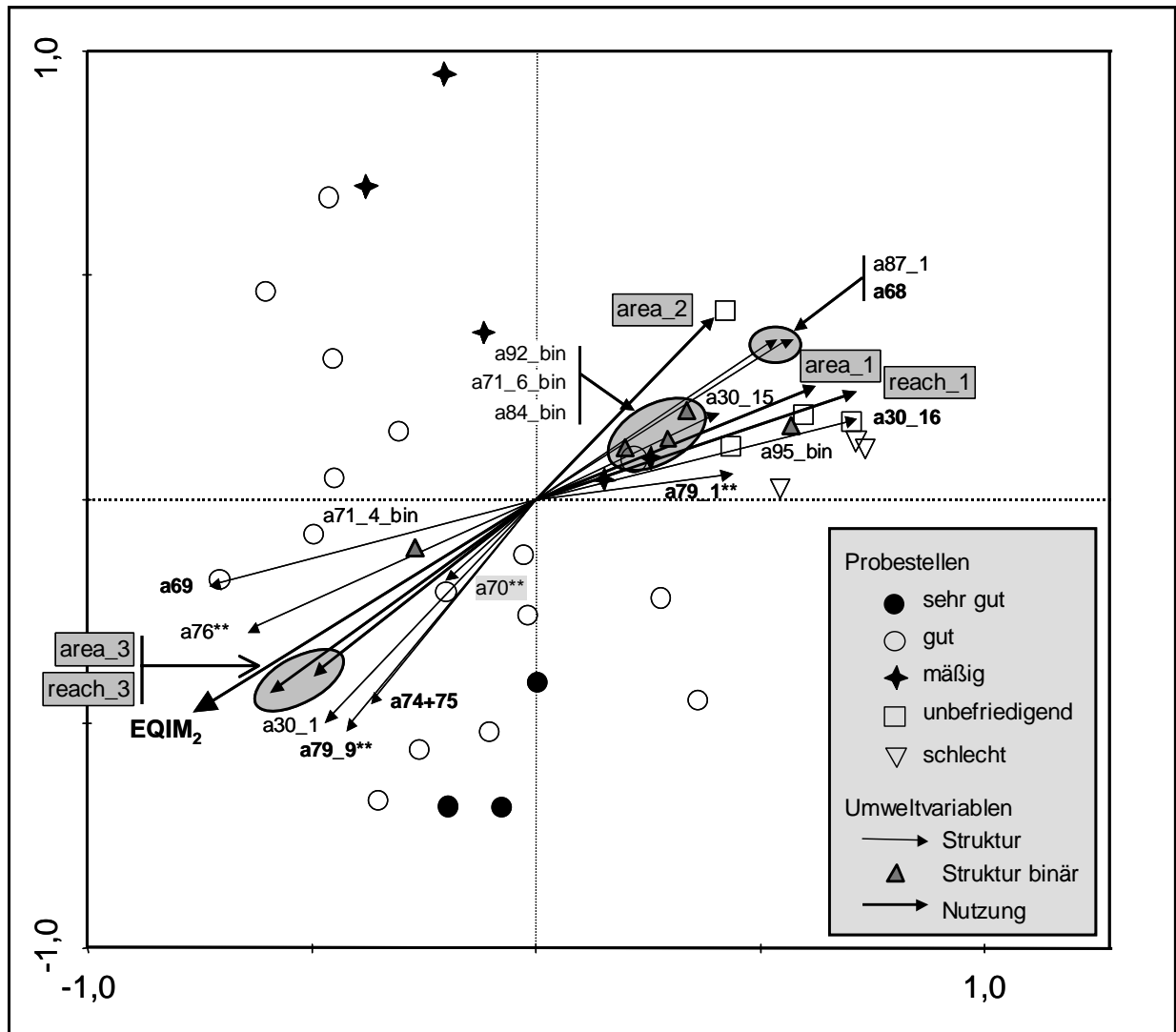


Abbildung 18: RDA biozönotischer Daten unter Berücksichtigung von Strukturparametern und Nutzungsvariablen (primäre Matrix: biozönotische Daten [Ind./m², als Summe aus Frühjahr- und Sommerdaten]; sekundäre Matrix: Umweltvariablen [Strukturparameter: zur Begrenzung ihrer Anzahl wurden nur die Parameter mit den höchsten Erklärungsanteilen verwandt – gemäß PCA aus Kapitel 0, Abbildung 5]; Fettdruck: Parameter des Strukturindex [konservativer Ansatz]; graue Kästen: Nutzungsparameter; Suffix »bin« kennzeichnet binäre Parameter [dargestellt durch aufrechte Dreiecke], Codes mit Suffix »**« sind aus einer Mittelwertbildung hervorgegangen; dem Parameter a103_vb liegen folgende Substratanteile zugrunde: Megalithal bis Psammopelal sowie lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Xylal und CPOM; Kodierung der Parameter gemäß nachfolgender Tabelle 27; die symbolhafte Bewertung der Probestellen erfolgte nach dem EQIM₂; *eigenvalues*: 26 % [1. Achse], 11 % [2. Achse]; *species-environment correlation*: 99 % [1. Achse], *cumulative percentage variance of species-environment relation*: 41 % [1.+2. Achse]).

Tabelle 27: Kodierung der Parameter aus Abbildung 18.

Code	Beschreibung [Maßeinheit]	Code	Beschreibung [Maßeinheit]
a30_1	Landnutzung in der Aue: Laubwald [%]	a79_1**	Uferbefestigung: Beton [%]
a30_15	Landnutzung in der Aue: Siedlungsfläche [%]	a79_9**	Uferbefestigung: fehlend [%]
a30_16	Landnutzung in der Aue: Industriefläche [%]	a84_bin	Gewässer begradigt [ja/nein]
a68	Wassertiefe bei bordvollem Abfluss [m]	a85_bin	Totholzräumung [ja/nein]
a69	Beschattung (Laubbedeckung im Zenit) [%]	a87_1	Eintiefung [m]
a71_4_bin	Laufform: geschlängelt [ja/nein]	a92_bin	Eindeichung [ja/nein]
a71_6_bin	Laufform: künstlich begradigt [ja/nein]	a95_bin	punktartige Einleitung [ja/nein]
a74+75	Anzahl von Totholzstämmen & Genisten [n]	a103_vb	Variabilität ausgewählter Substrate [–]
a76**	Uferlinie mit Gehölzbestand [%]	a104_6	Anteil organischer Substrate: Totholz [%]

Betrachtungsobjekt Nutzung

Entsprechend der Vorgehensweise bei der Erstellung des Strukturindex wurde ein Nutzungsindex konzipiert, der sich aus den neun Nutzungsvariablen zusammensetzt und somit alle drei Nutzungsarten der drei Skalen integrativ in einer Zahl vereinigt. Dabei wurden die Probestellen anhand der Nutzungsvariablen und mittels einer DCA über ihre Koordinaten der ersten Achse charakterisiert (zum Vorgehen siehe Kapitel 0; zu den Ergebnissen siehe Anhang, Tabelle C.1). Der Erklärungsanteil der ersten beiden Achsen der entsprechenden PCA liegt bei 79 %.

Vor der Durchführung der multiplen Regression wurde eine RDA berechnet, um die Zusammenhänge zwischen Index und Variablen nicht nur zahlenmäßig sondern auch optisch darzustellen. Zu diesem Zweck wurden anstelle der biologischen Daten die neun Nutzungsvariablen als Primärmatrix eingelesen (Beschreibung der Variablen siehe Kapitel 0); diese sollen in ihrer Bedeutung über den als erklärende Variable eingelesenen Nutzungsindex (sekundäre Matrix) betrachtet werden. Da die Achsen stets eine Linearkombination der sekundären Matrix bilden und der Nutzungsaspekte den einzigen Gradienten in den Daten darstellen, sind diese somit über die Erklärungsanteile der 1. Achse, gleichbedeutend mit dem Nutzungsindex, mit diesem verknüpft. Wie aus Abbildung 19 zu entnehmen ist, sind dabei die Projektionen der Nutzungsarten der Kategorie 2 (landwirtschaftliche Flächen) aller drei räumlichen Skalen am kürzesten im Vergleich zu den übrigen Nutzungsarten; Waldflächen sind positiv, städtische Flächen negativ mit dem Nutzungsindex korreliert.

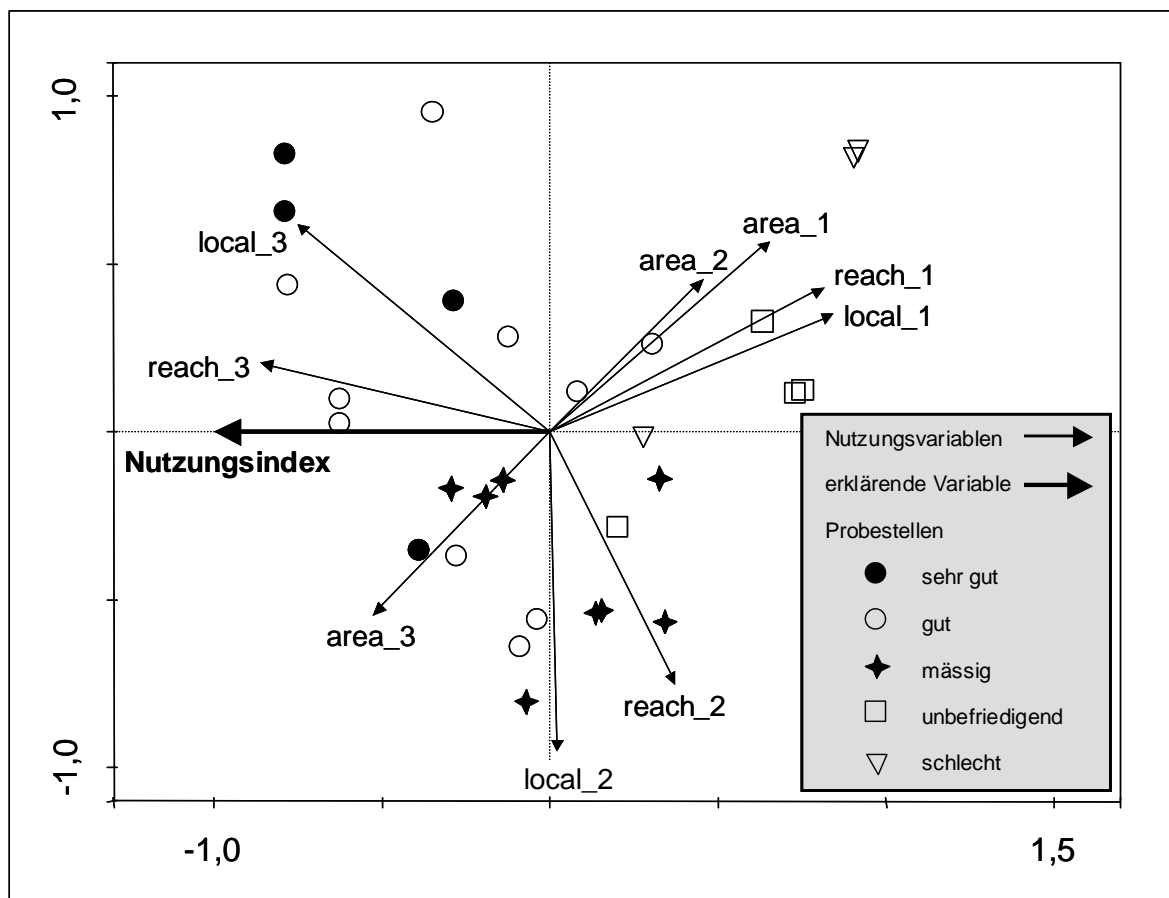


Abbildung 19: RDA von Nutzungsvariablen (primäre Matrix = Nutzungsparameter; sekundäre Matrix = Nutzungsindex; *eigenvalues*: 41 % [1. Achse], 38 % [2. Achse]; *species-environment correlation*: 99 % [1. Achse], *cumulative percentage variance of species-environment relation*: 100 % [1.+2. Achse]).

Ziel der Analyse war nicht der Nachweis, dass die Nutzungsvariablen stark mit dem Index korrelieren – dies stellte ohnehin einen Zirkelschluss dar, da das eine aus dem anderen hervorgegangen ist –, sondern es sollten diejenigen Variablen ermittelt werden, die den Index am stärksten beeinflussen und somit am besten geeignet sind für die anschließende multiple Regression.

Die Länge der Projektionen der Vektoren auf die 1. Achse ist ein Maß für die Stärke des Zusammenhanges zwischen Nutzungsvariable und Nutzungsindex (siehe Tabelle 28). Waldflächen und bebaute Flächen besitzen demnach mit Werten zwischen 0,55 und 0,85 einen deutlich größeren Beitrag zum Nutzungsindex als die landwirtschaftlich genutzten Flächen. Da die Länge des Nutzungsindex genau 1 beträgt, sind die Werte zugleich ein Maß für die prozentuale Beziehung der einzelnen Variablen zum Nutzungsindex. Die Bedeutung von Waldflächen und bebauten Flächen liegt in einer vergleichbaren Größenordnung. Bei alleiniger Betrachtung dieser beiden Nutzungsarten fällt zudem auf, dass die Kategorie AREA die niedrigsten Werte aller räumlichen Skalen aufweist. Somit ergeben sich die größten Beiträge am Nutzungsindex für die Nutzungsarten Waldflächen und bebaute Flächen bezogen auf die beiden Korridore entlang der Fließstrecken.

Tabelle 28: Länge der Projektionen der Vektoren auf die 1. Achse obiger RDA (die 1. Achse wird abgebildet durch den Nutzungsindex – siehe Abbildung 19; Kat. = Kategorie).

bebaute Flächen (Kat. 1)		landwirtschaftliche Flächen (Kat. 2)		Waldflächen (Kat. 3)	
räumliche Skala	Wert	räumliche Skala	Wert	räumliche Skala	Wert
Kategorie AREA	0,66	Kategorie AREA	0,46	Kategorie AREA	-0,53
Kategorie REACH	0,81	Kategorie REACH	0,37	Kategorie REACH	-0,87
Kategorie LOCAL	0,84	Kategorie LOCAL	0,02	Kategorie LOCAL	-0,76
Mittelwert	0,77		0,28		-0,72

Zur Vorbereitung der schrittweisen multiplen Regression wurden die Nutzungsvariablen mit dem zugehörigen Index korreliert. Gemäß der daraus sich ergebenden Reihenfolge der Variablen wurden diese anschließend sukzessive in die Regression eingebracht. Es wurde dabei auf die Routine nach Pearson zurückgegriffen, da die multiple Regression ebenfalls auf dieser Routine aufbaut.

Tabelle 29 zeigt die Ergebnisse der Korrelation: die Koeffizienten der ersten vier Nutzungsvariablen liegen in einem Bereich zwischen 0,75 und 0,86 ($R^2 = 57\%$ bis 75%); die Nutzungsarten der Kategorie AREA sind demgegenüber deutlich weniger stark zum Gesamtindex korreliert ($R^2 = 21\%$ bis 42%), die landwirtschaftlichen Flächen aller drei Skalen (Kategorie 2) am schwächsten. Die Ergebnisse hinsichtlich der Reihenfolge der Nutzungsvariablen wie auch ihrer Bedeutsamkeit für den Gesamtindex bestätigen somit die Ergebnisse der RDA. Nach Tabelle 30 sind Siedlungsflächen entlang der Fließstrecken (REACH_1 und LOCAL_1) in starkem Maße miteinander korreliert, die Variable REACH_1 wurde daher bei der multiplen Regression nicht berücksichtigt. Ebenfalls hohe Korrelationen zeigen sich bezüglich der flächig erhobenen Nutzungsarten (Kategorie AREA); innerhalb dieser Skala sollte daher nur die Variable der Kategorie 1 berücksichtigt werden.

Tabelle 29: Koeffizienten der linearen Korrelation zwischen Nutzungsindex bzw. EQIM₂ und den Nutzungsvariablen (Berechnung erfolgte nach Pearson; Variablen absteigend sortiert nach dem Betrag der Korrelationskoeffizienten; alle mit »**« gekennzeichneten Korrelationen sind signifikant mit $p < 0,01$).

	REACH_3	LOCAL_1	REACH_1	LOCAL_3	AREA_1	AREA_3	AREA_2	REACH_2	LOCAL_2
Nutzungsindex	0,86**	-0,84**	-0,82**	0,76**	-0,65**	0,53**	-0,46**	-0,38**	-0,02
EQIM ₂	0,69**	-0,81**	-0,81**	0,57**	-0,63**	0,52**	-0,44**	-0,16	-0,02

Tabelle 30: Autokorrelation der Nutzungsvariablen (Berechnung nach Spearman-Rangkorrelationen; Korrelationskoeffizienten mit Betrag größer 0,80 sind durch Fettdruck hervorgehoben [Ausnahme: Koeffizienten der Eigenkorrelationen]; Variablen absteigend sortiert nach dem Betrag der Korrelationskoeffizienten aus Tabelle 28).

	REACH_3	LOCAL_1	REACH_1	LOCAL_3	AREA_1	AREA_3	AREA_2	REACH_2	LOCAL_2
REACH_3	1,00								
LOCAL_1	-0,68	1,00							
REACH_1	-0,71	0,87	1,00						
LOCAL_3	0,62	-0,57	-0,50	1,00					
AREA_1	-0,51	0,54	0,76	-0,11	1,00				
AREA_3	0,53	-0,45	-0,58	0,17	-0,90	1,00			
AREA_2	-0,53	0,44	0,57	-0,21	0,86	-0,98	1,00		
REACH_2	-0,53	0,09	0,10	-0,65	-0,15	0,00	0,06	1,00	
LOCAL_2	-0,08	-0,29	-0,24	-0,51	-0,49	0,32	-0,28	0,70	1,00

Die schrittweise durchgeführte multiple Regression zeigt auf Grundlage der ersten vier Variablen, die nicht miteinander autokorreliert sind, ein stabiles Ergebnis; demnach erklären der Waldanteil entlang der Fließstrecken (REACH_3 und LOCAL_3) sowie die bebauten Flächen entlang der ersten 2 km Fließstrecke oberhalb einer Probestelle und im Einzugsgebiet (LOCAL_1 und LOCAL_3) etwa 99 % des Nutzungsindex (siehe Tabelle 31). Die höchste Bedeutung fällt in diesem Modell den Nutzungen entlang der Fließstrecken zu (vergleiche hierzu die Beträge der *beta values*). Die in der Tabelle angegebenen Erklärungsanteile der einzelnen Variablen an der Gesamtvarianz des Nutzungsindex wurden auf der Grundlage der *beta values* berechnet. Dazu müssen die entsprechenden Werte normalisiert und anschließend mit dem multiplen Bestimmtheitsmaß verrechnet werden; die zugehörige Formel lautet:

$$\text{Erklärungsanteil}_i = \frac{|beta\ value_i|}{\sum |beta\ values|} \cdot R_{mult}^2$$

Ansichts der hohen Korrelation von 99 % wurde auf die nachträgliche Methode der *nonlinear estimation* verzichtet (Methode wurde beschrieben in Kapitel 0).

Tabelle 31: Kenngrößen der schrittweisen multiplen Regressionsanalyse der Nutzungsvariablen (unabhängige Größen: Nutzungsvariablen; abhängige Größe: Nutzungsindex; *intercept* = additive Konstante; *part. corr.* = *partial correlation*; Erklärungsanteil: Berechnung gemäß obiger Formel; Variablen absteigend sortiert nach der Höhe ihres Erklärungsanteils; multiples R^2 wird von der Software nach Pearson berechnet, Berechnung nach Spearman: $R^2 = 0,99$; eine Gegenüberstellung der *predicted values* zu den entsprechenden *observed values* befindet sich im Anhang, Tabelle C.2).

übergeordnete Kenngrößen		variablenspezifische Kenngrößen					Erklärungsanteil
			<i>beta value</i>	<i>part. corr.</i>	<i>b-value</i>	p-level	
multiples R	0,99	<i>intercept</i>			0,388	< 0,001	
multiples R^2	0,99	LOCAL_1	-0,35	-0,90	-0,430	< 0,001	27 %
		LOCAL_3	0,34	0,89	0,368	< 0,001	27 %
		REACH_3	0,33	0,88	0,452	< 0,001	26 %
		AREA_1	-0,25	-0,84	-1,086	< 0,001	19 %

Betrachtungsobjekt Struktur

Analog zum vorigen Kapitel werden nun die Beziehungen zwischen Parametern und dem entsprechenden Index hinsichtlich von Strukturen untersucht. Dabei soll das Vorgehen auf das Prozedere der multiplen Regression beschränkt bleiben; die Festlegung der Reihenfolge der Parameter erfolgte auch hier mittels einfacher Korrelation nach Pearson.

Die Strukturparameter mit den stärksten Korrelationen zum Gesamtindex sind in Tabelle 32 zusammengestellt, die Bestimmtheitsmaße reichen von etwa 20 % bis 80 %. Die Hälfte der 12 Parameter steht dabei direkt oder indirekt mit Gehölzen in Zusammenhang, beispielsweise in der Form des Totholzanteils im Gewässer, des Laubwaldanteils in der Aue oder der Beschattung. Einige der aufgeführten Parameter sind untereinander mit über 0,80 korreliert, u. a. »Uferlinie mit Gehölzbestand« und »Bestattung« sowie »Eintiefung« und »Wassertiefe« – die jeweils zuletzt genannten Parameter (Beschattung, Wassertiefe) wurden daher nicht in die Regression einbezogen.

Tabelle 32: Koeffizienten der linearen Korrelation zwischen Strukturindex und Strukturparametern (Auszug aus der Gesamtliste; Berechnung erfolgte nach Pearson; angegeben sind die Parameter mit den höchsten Korrelationskoeffizienten; binäre Parameter wurden nicht berücksichtigt; alle Korrelationen sind signifikant mit $p < 0,001$).

Strukturparameter	R	Strukturparameter	R
Uferlinie mit Gehölzbestand [%]	0,88	Landnutzung in der Aue: Siedlungsfläche [%]	-0,66
Eintiefung [m]	-0,87	mittlere Breite des Ufergehölzstreifens [m]	0,63
Uferbefestigung: fehlend [%]	0,86	Anzahl von Totholzstämmen & Genisten [n]	0,62
Beschattung [%]	0,85	Variabilität ausgewählter Substrate	-0,60
Wassertiefe bei bordvollem Abfluss [m]	-0,84	Substratabschätzung: Xylal [%]	0,52
Landnutzung in der Aue: Laubwald [%]	0,74	Uferbefestigung: Beton [%]	-0,47

Die schrittweise multiple Regression ergab ab dem fünften eingebrachten Parameter kein signifikantes Ergebnis mehr, so dass die ersten vier unabhängigen Größen für das Modell verwendet werden (siehe Tabelle 33). Danach erklären die Parameter »Uferlinie mit Gehölzbestand«, »Eintiefung«, »Uferlinie ohne Befestigung« und »Laubwaldanteil in der Aue« etwa 94 % der Varianz im Strukturindex und die ersten beiden Parameter allein bereits 60 % (Summe der Erklärungsanteile).

Tabelle 33: Kenngrößen der schrittweisen multiplen Regressionsanalyse der Strukturparameter (unabhängige Größen: Strukturparameter; abhängige Größe: Strukturindex; *intercept* = additive Konstante; *part. corr.* = *partial correlation*; Erklärungsanteil: Berechnung gemäß Formel des Kapitels 0; Variablen absteigend sortiert nach der Höhe ihres Erklärungsanteils; multiples R^2 wird von der Software nach Pearson berechnet, Berechnung nach Spearman: $R^2 = 0,90$; eine Gegenüberstellung der *predicted values* zu den entsprechenden *observed values* befindet sich im Anhang, Tabelle C.2).

übergeordnete Kenngrößen		variablenspezifische Kenngrößen					Erklärungsanteil
			<i>beta value</i>	<i>part. corr.</i>	<i>b-value</i>	p-level	
multiples R	0,97	<i>intercept</i>			0,377	< 0,001	
multiples R^2	0,94	Uferlinie mit Gehölzen	0,37	0,68	0,003	< 0,001	31 %
		Eintiefung	-0,34	-0,66	-0,142	< 0,001	29 %
		Uferbefestigung fehlt	0,26	0,52	0,002	< 0,001	22 %
		Laubwald in der Aue	0,13	0,35	0,001	< 0,001	12 %

Betrachtungsobjekt Bewertung

Nachdem der Erklärungsanteil einzelner bedeutsamer Parameter bzw. Variablen an den jeweiligen summarischen Indizes ermittelt wurde, soll im Weiteren der Frage nachgegangen werden, welche der beiden Variablengruppen (Struktur oder Nutzung) den größten Einfluss auf den Bewertungsindex besitzt. Dazu wird zwischen Strukturindex, Nutzungsindex und EQIM₂ mittels einer weiteren multiplen Regression ein Modell berechnet, das die numerischen Zusammenhänge der drei Größen wiedergibt (die ersten beiden als unabhängige, die dritte als abhängige Größe).

Nach Einspeisung der drei Variablen in die Analyse ergeben sich die in Tabelle 34 angegebenen Kenngrößen. Danach leistet der Strukturindex innerhalb des Modells einen um etwa 15 % größeren Beitrag zu den berechneten Werten als der Nutzungsindex (Vergleich der *beta values*), das multiple Bestimmtheitsmaß aus der Kombination beider Indizes beträgt 83 %.

Über den Term » $b_0 + b_1 \cdot \text{Strukturindex} + b_2 \cdot \text{Nutzungsindex}$ « (mit $b_x = b\text{-values}$) lässt sich für jede Probestelle ein Zahlenwert (Modellwert) berechnen, der als modellhaftes Bewertungsmaß aus Struktur und Nutzung interpretiert werden kann. Das System stellt damit, in gewissen Grenzen, eine Art »Vorhersagemodell« für die biozönotische Bewertung dar.

Tabelle 34: Ergebnis der multiplen Regression dreier Variablen – Analyse A (unabhängige Variablen: Strukturindex, Nutzungsindex; abhängige Variable: EQIM₂; *intercept* = additive Konstante; Erläuterung der Kenngrößen siehe Kapitel 0; Erklärungsanteil: Berechnung gemäß Formel des Kapitels 0; Variablen absteigend sortiert nach der Höhe ihres Erklärungsanteils; multiples R^2 wird von der Software nach Pearson berechnet, Berechnung nach Spearman: $R^2 = 0,77$).

übergeordnete Kenngrößen		variablenspezifische Kenngrößen			
			<i>beta value</i>	<i>partial correlation</i>	<i>b-value</i> p-level
multiples R	0,91	<i>intercept</i>			0,194 < 0,001
multiples R^2	0,83	Strukturindex	0,51	0,56	0,392 < 0,01
		Nutzungsindex	0,43	0,49	0,316 < 0,01

Trotz der relativ hohen Korrelation sind immer noch 17 % der Varianz im EQIM₂ nicht erklärt, so dass es weitere bedeutsame Einflussgrößen geben muss. Da die strukturelle Situation der

Probstellen selbst wie auch die anthropogene Überformung der Einzugsgebiete bereits durch zahlreiche Variablen umfassend abgedeckt sind, ist zu vermuten, dass weitere Eigenschaften der Einzugsgebiete, die nicht oder nur bedingt anthropogener Einflussnahme unterworfen sind, einen zusätzlichen Beitrag zur Ausbildung der Biozönose leisten (siehe hierzu auch Kapitel 0 der Diskussion); die Geologie kann hierbei ausgeschlossen werden, da sich die untersuchten Gewässer allesamt in einer einzigen geologischen Einheit befinden. In der Literatur wird des Öfteren die Höhenlage als bedeutend wirkende Einflussgröße angegeben (CARTER et al., 1996 ; SPONSELLER et al., 2001), in einigen Fällen auch das Gefälle (ROY et al., 2003). Für die weiteren Analysen wurden daher die beiden Variablen Höhenlage und Gefälle in Betracht gezogen und derart verwendet, wie es in Kapitel 0 beschrieben wurde.

Die erneute Durchführung der multiplen Regression inklusive der beiden neuen Variablen ergab, vermutlich aufgrund der nun zu hohen Anzahl an Variablen (Erläuterungen hierzu in Kapitel 0), kein signifikantes Ergebnis. Eine PCA sollte Aufschluss darüber geben, ob die Quellschöpfung oder das Gefälle eine stärkere Beziehung zum EQIM₂ aufweist (Abbildung 20).

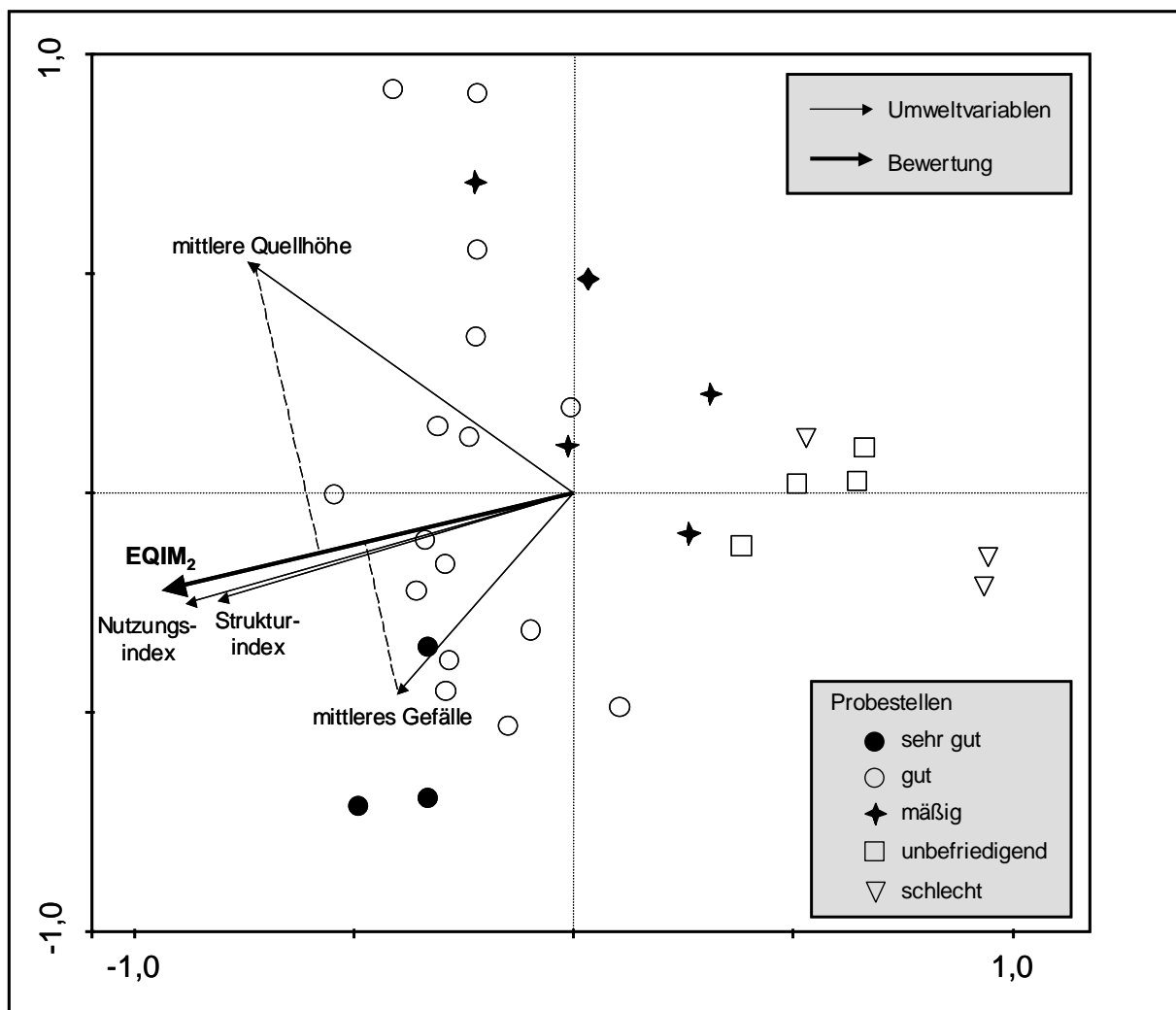


Abbildung 20: RDA biozönotischer und abiotischer Daten (primäre Matrix: biozönotische Daten; sekundäre Matrix: abiotische Parameter inklusive EQIM₂; Berechnung der Parameter Quellschöpfung und Gefälle gemäß den Angaben in Kapitel 0; Bewertung der Probstellen erfolgte nach EQIM₂; *eigenvalues*: 20 % [1. Achse], 6 % [2. Achse]; *species-environment correlation*: 91,6 % [1. Achse], 81,3 % [2. Achse]; *cumulative percentage variance of species-environment relation*: 78,8 % [1.+2. Achse]).

Danach besitzt der Parameter Quellschöpfung einen größeren Erklärungsanteil am EQIM₂ als das Gefälle; die Korrelationen der beiden Variablen mit der 1. Achse, welche im Wesentlichen durch

EQIM₂, Nutzungs- und Strukturindex ausgedrückt werden, betragen 0,79 bzw. 0,43 (die *interset correlations* sind in relativen Einheiten des EQIM₂ angegeben). Die erneute Durchführung einer multiplen Regression erfolgte demnach ohne den Einbezug des mittleren Gefälles. Zumindest die Kenngrößen der drei unabhängigen Variablen sind signifikant; lediglich der Ordinatenabschnitt (*intercept*) liegt außerhalb eines hinreichenden Signifikanzniveaus, dieser spielt jedoch als rein additive Größe für die Korrelation selbst keine Rolle (siehe Tabelle 35). Das Bestimmtheitsmaß nach Spearman liegt mit knapp 76 % zwar leicht unter dem entsprechenden Wert der vorigen Analyse (Tabelle 34), jedoch scheint in diesem Fall die Berechnungsroutine nach Spearman die wahren Zusammenhänge nicht klar abzubilden, wie die nachfolgenden Betrachtungen zeigen.

Tabelle 35: Ergebnis der multiplen Regression vierer Variablen – Analyse B (unabhängige Variablen: Strukturindex, Nutzungsindex, Mittelwert der Quellhöhen; abhängige Variable: EQIM₂; *intercept* = additive Konstante; Erläuterung der Kenngrößen siehe Kapitel 0; Variablen absteigend sortiert nach den *beta values*; multiples R² wird von der Software nach Pearson berechnet, Berechnung nach Spearman: R² = 0,76; eine Gegenüberstellung der *predicted values* zu den entsprechenden *observed values* [EQIM₂] befindet sich im Anhang, Tabelle C.2).

übergeordnete Kenngrößen		variablenspezifische Kenngrößen				
			<i>beta value</i>	<i>partial correlation</i>	<i>b-value</i>	p-level
multiples R	0,95	<i>intercept</i>			- 0,129	> 0,14
multiples R ²	0,90	Strukturindex	0,45	0,59	0,345	< 0,001
		Nutzungsindex	0,39	0,53	0,281	< 0,01
		Quellhöhe _{MW}	0,27	0,61	0,001	< 0,001

Zur Darstellung der Genauigkeit eines Vorhersagemodells können verschiedene Kenngrößen herangezogen werden, beispielsweise die so genannten *residuals* sowie *E/O ratios*. Diese werden jeweils mittels zweier mathematischer Größen berechnet, den *expected values* (E) und den *observed values* (O). *Expected values* (im Folgenden auch *predicted values* genannt) sind solche Werte, die aus einem Vorhersagemodell und damit aus einer theoretischen Berechnung hervorgehen; die *observed values* dagegen resultieren aus Beobachtungen, Messungen oder Aufsammlungen im Gelände bzw. aus daraus unmittelbar abgeleiteten Größen (hier: EQIM₂). *Residuals* sind Differenzen aus den beiden Größen, *E/O ratios* Quotienten aus diesen. Ein möglichst optimales Vorhersagemodell liefert *residuals* von nahe Null oder *E/O ratios* in der Nähe des Wertes »1«. Tabelle 36 stellt die genannten Kenngrößen einander gegenüber und vergleicht diese unter alleiniger Berücksichtigung von jeweils Struktur- und Nutzungsindex sowie unter gemeinsamer Berücksichtigung der verschiedenen Variablen mittels beider multipler Regressionsanalysen (gemäß Tabelle 34 und Tabelle 35). Danach liefert Analyse B unter Berücksichtigung von vier Variablen (d. h. inklusive der Quellhöhe) ein besseres Modell als Analyse A – diese Tendenz zeichnet sich, wie bereits gesagt, zwar nicht bezüglich des Bestimmtheitsmaßes nach Spearman ab, wohl aber unter Berücksichtigung des entsprechenden Wertes nach Pearson. Im Vergleich zur alleinigen Berücksichtigung des Strukturindex konnte der nicht erklärbare Anteil des EQIM₂ somit auf etwa die Hälfte verringert werden (von 22 % auf gut 10 %).

Tabelle 36: Kenngrößen der unterschiedlichen Modelle (der Begriff »Vergleichswert« ist als Stellvertreter für diverse Größen zu verstehen [Strukturindex, Nutzungsindex, *predicted values* der multiplen Regressionen]; Analyse A beinhaltet die Variablen Strukturindex, Nutzungsindex und EQIM₂, Analyse B zusätzlich die Variable »mittlere Quellhöhe«; das in der Tabelle angegebene Bestimmtheitsmaß von 78 % {nach Pearson} entspricht dem nach Spearman gewonnenen Wert von 69 % aus Tabelle 16 [Seite 49]).

	Einzelindizes		multiple Regression	
	Struktur	Nutzung	Analyse A	Analyse B
Korrelation nach Pearson				
Bestimmtheitsmaß	78,0 %	75,9 %	83,3 %	89,6 %
<i>residuals</i> (EQIM ₂ – Vergleichswert)				
Mittelwert der Absolutwerte (Zielwert: 0)	0,101	0,124	0,068	0,054
E/O <i>ratios</i> (Vergleichswert / EQIM ₂)				
Mittelwert der Quotienten (Zielwert: 1)	0,92	0,86	1,06	1,03

Es wurde weiter oben bereits gesagt, dass der multiplen Regression die Annahme rein linearer Beziehungen zwischen den Variablen zugrunde liegt. Für die Indizes von Struktur und Nutzung kann dies vorausgesetzt werden, da die einfachen Korrelationskoeffizienten bei 0,83 bzw. 0,86 liegen; die mittlere Quellhöhe ist jedoch mit einem Wert von nur 0,37 relativ schwach mit dem EQIM₂ korreliert. Zur Überprüfung, ob die gesamte Regression unter Berücksichtigung nicht-linearer Funktionen bezüglich der Quellhöhe bessere Korrelationen hervorbringt, wurde die Methode der *nonlinear estimation* angewandt (Erläuterungen hierzu siehe Kapitel 0); dabei wurde die genannte Variable als Argument der fünf folgenden Grundfunktionen verwendet: x^3 , x^2 , e^x , $x^{0,5}$ sowie $\log_2 x$. Jedes Set an *predicted values* wurde daraufhin mit den Werten des EQIM₂ korreliert (nach Pearson). Die ermittelten Bestimmtheitsmaße lagen im Bereich von 87 % bis 89 % und damit leicht unterhalb des in Tabelle 36 angegebenen Wertes (unter Analyse B). Für die weiteren Betrachtungen wird daher das lineare Modell zugrunde gelegt.

Auf der Grundlage der Kenngrößen aus Tabelle 35 lassen sich die Erklärungsanteile der einzelnen Variablengruppen an der Gesamtvarianz des EQIM₂ berechnen (die zugehörige Formel war bereits Bestandteil des Kapitels 0). Für die Variablengruppen ergeben sich demnach die in der folgenden Aufzählung angegebenen Anteile:

Strukturindex: 37 %,
 Nutzungsindex: 31 %,
 mittlere Quellhöhe: 22 %,
 nicht erklärter Rest: 10 %.

Eigenvalidierung

Entsprechend den Erläuterungen des Kapitels 0 wurden mittels multipler Regression verschiedene Teilmodelle berechnet, jeweils unter sukzessivem Ausschluss einer der 31 Probestellen und auf der Grundlage der im vorigen Kapitel benutzten Eingangsgrößen Strukturindex, Nutzungsindex und mittlere Quellhöhe. Der Begriff Teilmodell bezeichnet das Ergebnis einer multiplen Regression, die auf der Grundlage von 30 der insgesamt 31 Probestellen durchgeführt wurde – insgesamt wurden 31 Teilmodelle berechnet; die jeweils ausgeschlossene Probestelle wurde anschließend zur Validierung des entsprechenden Teilmodells herangezogen.

Bestandteil dieses Verfahrens war lediglich das Modell des Kapitels 0 (Zusammenhang zwischen abiotischen Indizes und EQIM₂).

Der Vergleich zwischen den *predicted values* der Teilmodelle und den entsprechenden Werten des Gesamtmodells aus dem vorigen Kapitel zeigt eine weitgehende Übereinstimmung (Tabelle 37): die mittlere Differenz beträgt lediglich 0,01 Einheiten, im Maximum 0,06 Einheiten (Nahmer Bach). Die *residuals* (Differenz zwischen *predicted values* und *observed values*) liegen daher in einer vergleichbaren Größenordnung zu den im vorigen Kapitel ermittelten Größen des Gesamtmodells (Tabelle 36).

Tabelle 37: Ergebnisse der Eigenvalidierung anhand der Teilmodelle (Nr. = Nummer des Teilmodells; Val.-PS = Probestelle, die für die Berechnung des jeweiligen Teilmodells nicht berücksichtigt wurde und zur Validierung diente; Gesamtmodell = Referenzwert aus dem Modell auf der Grundlage von Tabelle 35; *pred. value* = *predicted value* der Validierungsprobestelle; Differenz = Absolutwert der Differenz aus den *predicted values* von Teil- und Gesamtmodell; *residual* = Absolutwert der Differenz aus dem *predicted value* des Teilmodells und dem *observed value* [EQIM₂]).

Nr.	Val.-PS	Gesamtmodell	Ergebnisse der Teilmodelle			Nr.	Val.-PS	Gesamtmodell	Ergebnisse der Teilmodelle		
			<i>pred. value</i>	Differenz	<i>residual</i>				<i>pred. value</i>	Differenz	<i>residual</i>
1	WWb_1	0,81	0,81	0,00	0,02	17	Röh	0,61	0,61	0,00	0,03
2	WWb_2	0,81	0,82	0,01	0,03	18	Sal_1	0,47	0,46	0,00	0,09
3	Kal_1	0,63	0,62	0,00	0,06	19	Sal_2	0,48	0,48	0,00	0,03
4	Kal_2	0,73	0,73	0,00	0,02	20	Pal	0,70	0,69	0,00	0,02
5	Erk	0,64	0,63	0,01	0,12	21	Nam	0,56	0,53	0,03	0,13
6	Rur	0,78	0,79	0,01	0,16	22	Mar	0,72	0,74	0,02	0,10
7	PIB	0,80	0,81	0,01	0,05	23	GoB	0,61	0,60	0,01	0,05
8	PrB	0,71	0,73	0,01	0,14	24	EIB_1	0,77	0,77	0,00	0,01
9	WoB	0,53	0,53	0,00	0,00	25	EIB_2	0,77	0,77	0,00	0,05
10	NaB	0,28	0,34	0,06	0,16	26	Rie	0,75	0,74	0,01	0,08
11	Rah_1	0,18	0,20	0,01	0,07	27	TrB	0,54	0,55	0,00	0,03
12	Rah_2	0,17	0,18	0,01	0,03	28	Laa	0,73	0,73	0,01	0,09
13	Els	0,46	0,46	0,01	0,07	29	Lah	0,68	0,69	0,00	0,05
14	Vol	0,36	0,36	0,00	0,02	30	DrB_1	0,26	0,25	0,01	0,05
15	Lin	0,67	0,66	0,01	0,11	31	DrB_2	0,27	0,26	0,01	0,07
16	WaB	0,73	0,73	0,00	0,02						

Die einzelnen Kenngrößen der Teilmodelle sind im Anhang (Tabelle C.3) enthalten; aus den *beta values* lassen sich wiederum mittels der multiplen Bestimmtheitsmaße Erklärungsanteile für die verschiedenen Eingangsgrößen innerhalb eines jeden Teilmodells berechnen; Abbildung 21 stellt diese grafisch dar. Daraus wird ersichtlich, dass die prozentualen Beiträge von Struktur, Nutzung und Quellhöhe nicht nur bezüglich der »Boxen« (25. bis 75. Perzentile), sondern auch hinsichtlich ihrer 10. bis 90. Perzentile (*non-outlier range*) voneinander getrennt sind und das Gesamtmodell daher als stabil angesehen werden kann. Lediglich eines der Teilmodelle, welches den Nahmer Bach von der Berechnung ausschließt, liefert für die Struktur einen niedrigeren Erklärungsanteil als für die Nutzung (25 % gegenüber 43 % – siehe Extremwerte in nachfolgender Abbildung).

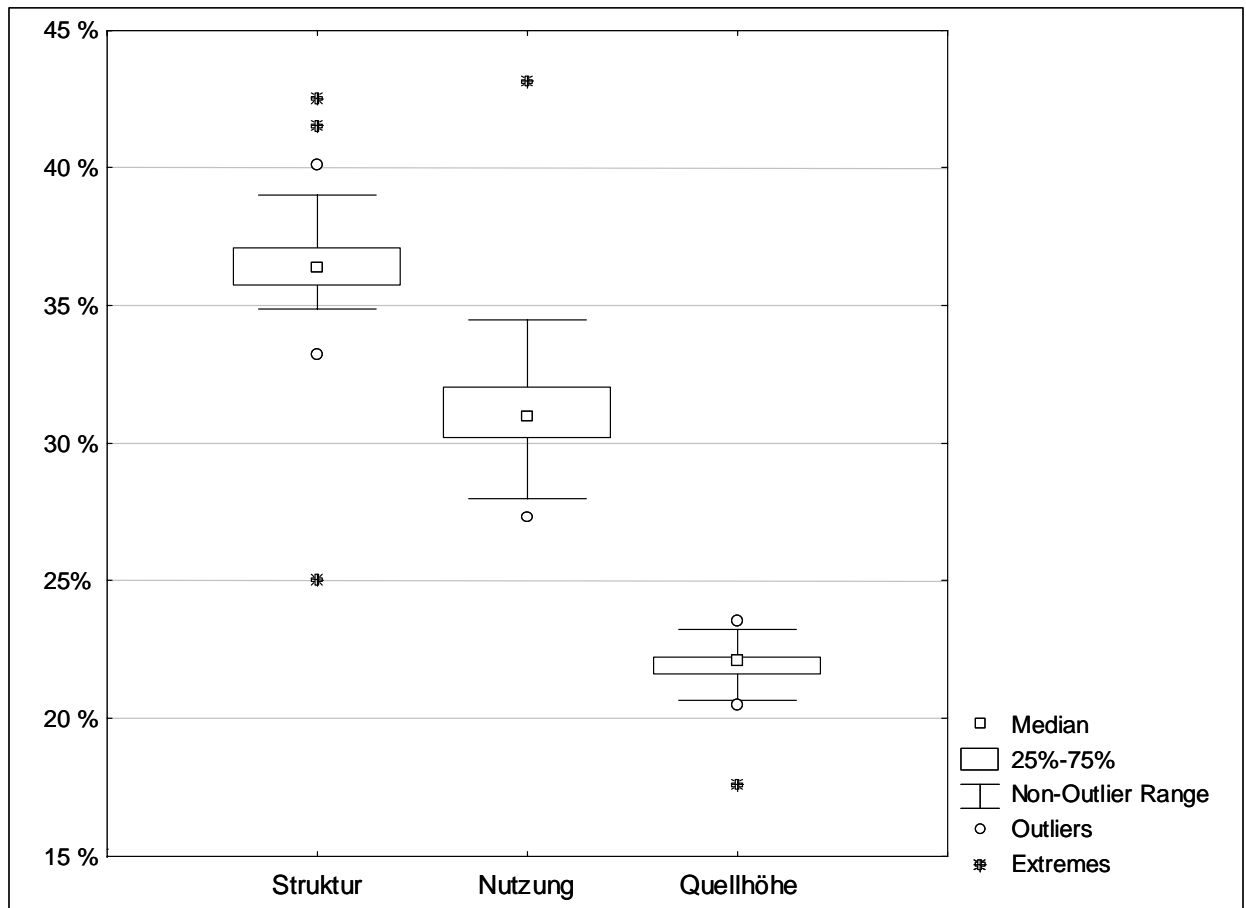


Abbildung 21: Box-Whisker-Plot der Erklärungsanteile der Eingangsgrößen (Grundlage sind die Erklärungsanteile der Eingangsgrößen Struktur, Nutzung und Quellhöhe aller 31 Teilmodelle).

Die Gesamtheit der Kenngrößen aller Teilmodelle bietet zudem die Möglichkeit, die Stabilität des Gesamtmodells numerisch anzugeben; hierzu wurden die Standardabweichungen der Kenngrößen herangezogen (siehe Tabelle 38). Die Referenzwerte und zugehörigen Mittelwerte aus den Teilmodellen (Zeile »MW« in der Tabelle) weisen dabei nur sehr geringe Unterschiede auf, die Standardabweichungen der Kenngrößen Struktur und Nutzung betragen etwa 8 % der zugehörigen Referenzwerte, die der Kenngröße »mittlere Quellhöhe« etwa 5 %.

Tabelle 38: Mittelwert und Standardabweichung der Kenngrößen der Teilmodelle (interc. = intercept; Q-höhe = mittlere Quellhöhe; Referenz = Wert der Kenngröße aus dem Gesamtmodell; MW = Mittelwert der Kenngröße aus den Teilmodellen; StAbw. = Standardabweichung der Werte aus den Teilmodellen).

	<i>beta values</i>			<i>b values</i>				Erklärungsanteile		
	Struktur	Nutzung	Q-höhe	interc.	Struktur	Nutzung	Q-höhe	Struktur	Nutzung	Q-höhe
Gesamtmodell										
Referenz	0,452	0,386	0,272	-0,129	0,345	0,281	0,001	36,5%	31,1%	22,0%
Teilmodelle										
MW	0,451	0,387	0,272	-0,128	0,344	0,282	0,001	36,4%	31,3%	21,9%
StAbw.	0,034	0,033	0,014	0,018	0,026	0,020	0,000	2,8%	2,6%	1,0%

Zusammenfassung

Die zentralen Ausführungen des Kapitels 4.3.4 (Struktur und Nutzung – eine Zweckehe) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die biozönotische Bewertung integriert Aussagen zu Struktur, Nutzung und Höhenlage; Strukturen in ihrer Gesamtheit weisen einen Anteil von über 35 % innerhalb des Modells auf, Nutzungen in ihrer Gesamtheit einen solchen von etwa 30 %; diese Werte können zugleich als Maß für den Einfluss von Strukturen und Nutzungen auf die biozönotische Bewertung interpretiert werden. Zu weiteren Einflussgrößen, z. B. in Form physikalisch-chemischer Parameter, können keine Aussage gemacht werden.
- Das Gesamtmodell wurde über das Prozedere der Eigenvalidierung mittels einzelner Teilmodelle verifiziert; die Kenngrößen des Gesamtmodells weisen Unsicherheiten von 5 % bis 8 % auf.
- Strukturen wirken unmittelbar und üben den größten Einfluss auf Biozönos aus. Der Anteil der Uferlinie mit Gehölzbestand sowie der Anteil unbefestigter Uferstrecken, die Eintiefung und der Laubwaldanteil in der Aue sind die bedeutsamsten Einzelparameter, erklären den summarischen Index zu 94 % und beinhalten somit, in Kombination mit der vorhergemachten Aussage, die größte Bewertungsrelevanz.
- Die Kategorien Waldfläche und Siedlungsfläche erklären den Nutzungsindex zu 99 % und haben damit indirekt einen nicht unbedeutenden Anteil an der Verteilung von Arten. Die Wirksamkeit der Nutzungsarten ist am größten im unmittelbaren Umfeld der Gewässerläufe.

4.3.5 Praxistaugliche Modellierung

Reduziertes Modell

Im Rahmen der Kapitel 0 bis 0 wurden, in zwei aufeinanderfolgenden Schritten, Zusammenhänge zwischen einzelnen Umweltvariablen und ihren summarischen Indizes sowie zwischen diesen und dem Bewertungsindex hergestellt. Daraus resultieren drei diskrete Modelle, wobei sich eines von diesen der beiden anderen bedient (sie gingen aus den entsprechenden multiplen Regressionen hervor und stehen untereinander gemäß Abbildung 17 in Verbindung). Durch eine Verknüpfung der daraus sich ergebenden Gleichungen können diese einzelnen Modelle zu einem einzigen (reduzierten) Modell verschmolzen werden, um somit aus den insgesamt 9 Einzelgrößen (jeweils 4 Strukturparameter und Nutzungsvariablen sowie der mittleren Quellhöhe) auf direktem Weg die Modellwerte (*predicted values*) zu erhalten, ohne den Umweg über eine multivariate Berechnung summarischer Indizes. Dabei werden die Gleichungen, die sich aus den Resultaten der multiplen Regressionen zur modellhaften Berechnung von Struktur- und Nutzungsindex ergeben, in das dritte Modell (Abschätzung des Bewertungsergebnisses) eingesetzt. Die Bezeichnung »reduziert« bezieht sich dabei auf die Einschränkung hinsichtlich der Anzahl berücksichtigter Größen im Vergleich zu den diskreten Modellen mit ihrer Vielzahl an Umweltvariablen. Tabelle 39 gibt die Kenngrößen des reduzierten Modells wieder, mittels derer die Größenordnung der biozönotischen Bewertung abgeschätzt werden kann; die hierfür gültige Formel lautet (mit k_i = Koeffizient und p_i = Parameterwert):

$$\text{Modellwert} = \text{intercept} + k_1 \cdot p_1 + k_2 \cdot p_2 + \dots + k_9 \cdot p_9$$

Tabelle 39: Kenngrößen des reduzierten Modells.

Parameter [Maßeinheit]	Koeffizient	Parameter [Maßeinheit]	Koeffizient
<i>intercept</i>	0,11000	mittlere Quellhöhe [m]	0,00067
Strukturparameter		Nutzungsvariablen	
Uferlinie mit Gehölzbestand [%]	0,00106	Siedlungsfläche LOCAL [%]	-0,12087
Eintiefung [m]	-0,04890	Waldfläche LOCAL [%]	0,10339
Uferbefestigung: fehlend [%]	0,00059	Waldfläche REACH [%]	0,12705
Landnutzung in der Aue: Laubwald [%]	0,00037	Siedlungsfläche AREA [%]	-0,30513

Inwieweit die verwandten Größen untereinander korreliert sind, wird im folgenden Kapitel behandelt.

Mit Hilfe der Koeffizienten lassen sich für jedes untersuchte Gewässer anhand der 9 abiotischen Größen Modellwerte der biozönotischen Bewertung berechnen, die im Mittel lediglich um 0,054 Einheiten vom Referenzwert (Bewertungsindex) abweichen (Tabelle 40). Die Genauigkeit des reduzierten Modells entspricht damit genau derjenigen des Gesamtmodells (siehe Tabelle 36), so dass das reduzierte Modell als ein geeignetes Mittel zur Verringerung des zeitlichen und rechnerischen Aufwandes betrachtet werden kann.

Tabelle 40: Ergebnisse des reduzierten Modells (im Vergleich zu den Modellwerten auf Grundlage der genaueren Berechnung gemäß Kapitel 0; für das Gesamtmodell wird das Ergebnis der multiplen Regression herangezogen, die Strukturindex, Nutzungsindex und Quellhöhe berücksichtigt, für das reduzierte Modell die neun Einzelgrößen aus Tabelle 39).

Kürzel	EQIM ₂	Gesamtmodell	reduz. Modell	Kürzel	EQIM ₂	Gesamtmodell	reduz. Modell
WWb_1	0,83	0,81	0,80	Röh	0,65	0,61	0,62
WWb_2	0,68	0,63	0,62	Sal_1	0,55	0,47	0,45
Kal_1	0,76	0,73	0,76	Sal_2	0,71	0,70	0,69
Kal_2	0,74	0,64	0,66	Pal	0,64	0,72	0,66
Erk	0,77	0,80	0,82	Nam	0,66	0,56	0,57
Rur	0,63	0,78	0,74	Mar	0,65	0,61	0,61
PIB	0,17	0,28	0,30	GoB	0,72	0,77	0,76
PrB	0,58	0,71	0,74	EIB_1	0,76	0,77	0,75
WoB	0,53	0,53	0,51	EIB_2	0,82	0,75	0,75
NaB	0,15	0,17	0,19	Rie	0,64	0,68	0,66
Rah_1	0,13	0,18	0,19	TrB	0,52	0,54	0,61
Rah_2	0,39	0,46	0,49	Laa	0,82	0,73	0,73
Els	0,77	0,67	0,68	Lah	0,30	0,26	0,25
Vol	0,35	0,36	0,33	DrB_1	0,33	0,27	0,28
Lin	0,75	0,73	0,73	DrB_2	0,78	0,81	0,79
WaB	0,44	0,48	0,46				

Korrelation Struktur-Nutzung

Die im Rahmen des reduzierten Modells verwandten Größen werden anschließend auf Autokorrelation hin untersucht. Wie Tabelle 41 zeigt, ist keine der betrachteten Umweltvariablen mit mehr als 0,80 zu anderen Größen korreliert; insbesondere die Größen »Laubwaldnutzung in der Aue« (als Strukturparameter¹⁴) und »Waldfläche entlang der Fließstrecke« (als Nutzungsvariable) weisen Übereinstimmungen von lediglich 40 % auf. Auch die mittlere Quellhöhe zeigt nur geringe Korrelationen mit den Variablen Waldfläche und Siedlungsfläche; sich gegenseitig verstärkende inhaltliche Aussagen innerhalb des Modells können somit ausgeschlossen werden.

Tabelle 41: Korrelation zwischen Strukturparametern und Nutzungsvariablen (Berechnung nach Spearman-Rangkorrelationen; Sortierung der Größen absteigend nach ihrer Bedeutung; Erläuterung der Kürzel gemäß Tabelle 42).

	a76	a87_1	a79_9	a30_1	LOCAL_1	LOCAL_3	REACH_3	AREA_1	Quellhöhe
a76	1,00								
a87_1	-0,64	1,00							
a79_9	0,71	-0,64	1,00						
a30_1	0,64	-0,62	0,76	1,00					
LOCAL_1	-0,70	0,55	-0,58	-0,67	1,00				
LOCAL_3	0,65	-0,57	0,77	0,61	-0,57	1,00			
REACH_3	0,66	-0,47	0,65	0,65	-0,68	0,62	1,00		
AREA_1	-0,41	0,28	-0,29	-0,38	0,54	-0,11	-0,51	1,00	
Quellhöhe	0,42	-0,14	0,14	0,02	-0,43	0,15	0,41	-0,28	1,00

Tabelle 42: Beschreibung der Kürzel aus Tabelle 41.

Kürzel	Beschreibung [Maßeinheit]
a76	Uferlinie mit Gehölzbestand [m]
a87_1	Eintiefung [m]
a79_9	Uferbefestigung: fehlend [%]
a30_1	Landnutzung in der Aue: Laubwald [%]
LOCAL_1	Siedlungsfläche (Fließstrecke auf 2 km)
LOCAL_3	Waldfläche (Fließstrecke auf 2 km)
REACH_3	Waldfläche (Fließstrecke Hauptzuläufe)
AREA_1	Siedlungsfläche (Einzugsgebiet)

¹⁴ Die im Feldprotokoll des AQEM-Projektes erhobenen Angaben zu Nutzungen in der Aue sind auf das unmittelbare Umfeld einer Probestelle beschränkt (500 Meter ober- bzw. unterhalb) und werden daher als strukturbeeinflussende Parameter betrachtet.

4.4 Diskussion

Die Erstellung von Bewertungsverfahren zur Indikation des ökologischen Zustandes von Fließgewässern sind mittlerweile relativ weit vorangeschritten, die meisten Module der verschiedenen organismischen Gruppen (biologische Qualitätskomponenten) stehen vor dem Abschluss oder befinden sich in der praktischen Erprobung. Der darauf folgende Schritt der Ausweisung von Messstellen des operativen Monitorings wird zur Zeit durchgeführt – eine große Rolle spielt dabei die Repräsentativität der Messstelle für einen größeren Abschnitt sowie die Aussagekraft biozönotischer Bewertung. Letzteres zielt darauf ab, für welche Fließstrecke die ökologischen Eigenschaften des Makrozoobenthos Aussagen zulassen, vor allem im Hinblick auf die vielfach heterogen verteilten Strukturen entlang eines Gewässers. Die Antwort setzt voraus, dass bekannt ist, welche Einflüsse auf einen Gewässerabschnitt einwirken, wie groß diese sind und wie sie untereinander wechselwirken. Repräsentativ ist eine Stelle dann, wenn sie in ihrem Wesen vergleichbar ist zu einem größeren Abschnitt. Aber wie lang muss dieser Abschnitt sein? Reicht es aus, sich auf die oberhalb gelegenen 1000 Meter zu beschränken oder muss der Horizont weiter gefasst werden?

Hintergrund der Auseinandersetzung ist, dass die ermittelte ökologische Qualität in Form einer Zustandsklasse nicht unbedingt nur die lokale Situation indiziert, auch wenn das Bewertungssystem primär an diesen Strukturen erstellt wurde, sondern vielmehr integrativ den Gesamtzustand des Ökosystems von der Probestelle aufwärts. Dass die Bewertung dabei nicht zwangsläufig identisch und gleichbedeutend sein muss mit der Qualität von Strukturen, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit gezeigt, wie dies auch durch bereits bestehende wissenschaftliche Erkenntnisse bestätigt wird. Einflüsse auf aquatische Organismen sind sehr vielfgestaltig: nicht wenige Parameter interagieren miteinander, d. h. können sich gegenseitig verstärken oder auch aufheben. Im weiteren Verlauf sollen die neuen Ergebnisse, vor dem Hintergrund bestehenden Wissens, diskutiert werden.

4.4.1 Alte und neue Ansätze

»Streams are the product of their catchments«.

Diesen Satz formulierte H. B. Hynes im Jahre 1975 im Rahmen seiner Veröffentlichung *»The stream and its valley«*. Etwas detaillierter und gezielter auf den belebten Fluss hin ausgerichtet kommt N. L. Poff (1997) zu der Aussage, dass *»aquatic communities at a site can be seen as a product of a series of ‚filters‘ through which species occurring at a site have had to pass«*. Bei den darin angesprochenen Filtern bezieht Poff explizit Nutzungsaspekte im Einzugsgebiet mit ein.

Im Laufe der letzten Jahre wurden zahlreiche Untersuchungen mit dem Ziel durchgeführt, die Beziehungen verschiedenskaliger Umweltvariablen untereinander sowie deren Einfluss auf die Biozönose unterhalb gelegener Gewässerabschnitte aufzudecken; sie standen demnach unter dem Dach von Schlagworten wie Einzugsgebiet, Landnutzung, Habitatstruktur, Größenskala, Makrozoobenthos und Fische. Gerade innerhalb der letzten 10 Jahre stand die Thematik im Mittelpunkt wissenschaftlicher Studien. Einige von ihnen sind rein abiotisch ausgerichtet, die meisten schließen jedoch Organismen mit ein – in vielen Fällen sind dies Makroinvertebraten, daneben werden aber auch zusätzlich bzw. ausschließlich Fische behandelt. Die Biozönosen wurden dabei zumeist nicht als Verteilung von Abundanzen, sondern vielfach unter Betrachtung von Einzelmetriks in die Analysen eingebracht, so dass der Aspekt der Bewertung lediglich in

Ausnahmefällen, und dies überwiegend bei den Fischen (z. B. mittels IBI¹⁵) berücksichtigt wurde. Lediglich die Artikel von ROY et al. (2003) sowie von LAMMERT & ALLAN (1999) zielen mit ihren Inhalten auf bewertungsrelevante Gesichtspunkte des Makrozoobenthos..

Die gesamte Thematik umfasst sehr viele Einzelaspekte und nicht wenige der Autoren scheinen sich vorgenommen zu haben, das gesamte Spektrum möglicher Fragestellungen mit ihren Untersuchungen abdecken zu wollen, was die Konsequenz mit sich bringt, dass diese teilweise in den guten Ansätzen stecken bleiben und lediglich dazu in der Lage sind, allgemeine Aussagen zu treffen. Man könnte zu dem Vorwurf geneigt sein: zu viele Köche verderben den Brei bzw. zu viel Ehrgeiz verwässert das Ergebnis. So beinhalten nicht wenige Arbeiten geomorphologische Aspekte und basieren somit auf Untersuchungen, die im Grunde gewässertypübergreifend konzeptioniert sind (z. B. CARTER et al., 1996; RICHARDS et al., 1996), was zur Folge hat, dass der Einfluss vorhandener Landnutzungen überdeckt und durch die grobskaligen Verteilungsmuster der Taxa innerhalb unterschiedlicher Gewässertypen maskiert wird, so dass die in diesen Studien fast durchgängig gestellte Frage zur Rolle von Siedlungsdichte oder der Landwirtschaft vielfach widersprüchliche Antworten liefert – hierauf wird im Rahmen der folgenden Diskussion noch genauer eingegangen.

Es ist zudem auffällig, dass in allen Texten immer wieder der Begriff der »*prediction*« auftaucht. Vorhersagemodelle scheinen in Mode gekommen zu sein, auch wenn vielfach, bei genauerer Betrachtung, eine *Vorhersage* mitnichten Bestandteil der Erkenntnisse ist. So werden Korrelationen nachgewiesen, die zwischen Umweltvariablen diverser Skalen bestehen (z. B. zwischen Landnutzung und Habitatstrukturen) oder zwischen Umwelt und Biologie; teilweise werden die mathematischen Beziehungen belegt durch Ursache-Wirkung-Ketten, doch stellt allein dies noch keine Vorhersage dar. Die bloße Nennung eines starken Zusammenhanges zwischen dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen im Einzugsgebiet und dem Anteil an Feinsedimenten unterhalb gelegener Abschnitte weist eine Beziehung zwischen diesen Größen nach. Eine Vorhersage wäre es aber erst dann, wenn mathematische Routinen gefunden würden, die es erlaubten, bei bekannter Landnutzung den Anteil von Feinsedimenten zu berechnen oder zumindest in ihrer Größenordnung abzuschätzen. Genau diesen Anspruch hat die vorliegende Arbeit: d. h., es werden nicht nur qualitative Zusammenhänge zwischen den unterschiedlichen Skalen erfasst, sondern diese werden erstmalig quantitativ beschrieben, um aus einer geringen Anzahl abiotischer Parameter den ökologischen Zustand der Gemeinschaft wirbelloser Arten näherungsweise zu bestimmen.

Ungeachtet dieser Kritik gibt es zahlreiche wichtige Erkenntnisse, die das Verständnis des gesamten Ökosystems Fließgewässer und daran angrenzender Flächen deutlich verbessert haben. Um all dies zu erreichen wurde ein großer Aufwand betrieben, doch erscheint dieser Aufwand in, vom heutigen Standpunkt aus gesehen, gerechtfertigt, und dass diese Zusammenhänge insgesamt sehr aktuell und auch bedeutsam sind, vor allem auch im Hinblick auf ein zukünftiges naturnahes Flussmanagement, wird in den Veröffentlichungen immer wieder betont. Stellvertretend hierfür soll folgende Aussage zitiert werden:

»*However, with an increasing need to develop predictive models of invertebrate community structure for bioassessment and resource management it is important that progress is made in evaluating what [...] data can be successfully used to determine invertebrate communities.*« (DEATH & JOY, 2004).

¹⁵ Index of Biotic Integrity

4.4.2 Struktur versus Landnutzung

Freilanduntersuchungen, auch und gerade in der Ökologie, sind stets besonderen Hindernissen unterworfen, die darin bestehen, dass die zu untersuchenden Objekte oft einer Vielzahl nicht kontrollierbarer Umwelteinflüsse in Form abiotischer Größen oder konkurrierender Arten ausgesetzt sind. Dies schränkt die Genauigkeit von Untersuchungen und deren Ergebnissen gegenüber Laborexperimenten erheblich ein.

Die vorliegende Arbeit hatte u. a. zum Ziel, diejenigen Umwelteinflüsse zu bestimmen, die prägend auf aquatische Artengemeinschaften einwirken. Die oben angesprochenen Hindernisse haben in diesem Fall eine besondere Bedeutung, da Fließgewässer einen Lebensraum darstellen, dessen Medium sich aufgrund des Gefälles über die Organismen hinweg bewegt, und somit abiotische Zustände an eine Biozönose herangetragen werden, die an mehr oder weniger weit entfernten Gewässerabschnitten »entstanden« sind, deren ökologische Zustände in keinsten Weise mit dem konkreten Untersuchungsabschnitt vergleichbar sein müssen. Andererseits wurde das Untersuchungsgebiet derart eingegrenzt, dass die Anzahl möglicher Parameter einer gewissen Beschränkung unterlag: durch die Fokussierung auf einen einzigen Fließgewässertyp besaßen übergeordnet wirksame Parameter, wie beispielsweise die geologische Einheit, der Substrattyp oder klimatische Aspekte, bei den Analysen weitgehend keine Relevanz. Dass die Eigenschaften eines Naturraums einen wichtigen und sogar dominierenden Beitrag liefern bei der Ausbildung spezifischer Biozönosen wird aus zahlreichen Veröffentlichungen deutlich (ROTH et al., 1996; CARTER et al., 1996; DAVIES et al., 2000; TOWNSEND et al., 2003; HAASE et al., 2004c; LORENZ et al., 2004a).

Verteilung und Abundanz von Arten sind in starkem Maße abhängig von der Umwelt, in der sie leben. Im Wesentlichen ist dies das Ergebnis eines evolutiven Einnischungsprozesses, der als Konsequenz die Arten in gewissen Grenzen an bestimmte Wertebereiche physikalisch-chemischer Parameter bindet, außerhalb derer sie entweder nicht existieren können oder von konkurrenzstärkeren Arten verdrängt werden. Diese Bindungen sind es, die letztlich die Vergabe autökologischer Kenngrößen für einzelne Arten ermöglichen, seien es nun Indikatorwerte, die eine direkte Verknüpfung zwischen Taxon und Umweltvariable darstellen, oder Gewichtungsfaktoren, die eine Aussage darüber machen, wie breit die taxaspezifische Valenz bezüglich bestimmter Umweltvariablen ist. Dass die Verteilung aquatischer Taxa nicht ausschließlich durch Strukturaspekte bestimmt wird, haben die Ergebnisse des Kapitels 3 (Entwicklung eines Bewertungssystems) vermuten lassen. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass die Landnutzung im Einzugsgebiet als Ursache für die Abweichungen zwischen EQIM₂ und Strukturindex in Frage kommt. Die gewonnenen Ergebnisse sollen nun eingehend diskutiert werden.

Gesamtmodell der Bewertung

Die Abhängigkeit des EQIM₂ von abiotischen Variablen wurde mittels zweier multipler Regressionen quantitativ ermittelt. Bereits die vorgeschaltete multivariate Analyse deutete an, dass Struktur und Nutzung einen etwa gleich großen Einfluss auf die Verteilungsmuster von Arten (Abbildung 18, Seite 84) und die daraus resultierende Bewertung (Abbildung 20, Seite 90) ausüben. Konkrete Zahlen lieferten die multiplen Regressionen, nach denen der Beitrag am EQIM₂ vom Strukturindex über den Nutzungsindex bis zur Quelhöhe abnimmt – alle drei Variablen sind positiv mit dem Bewertungsindex korreliert. Demnach besitzen die lokalen Habitatstrukturen den größten Einfluss auf die biozönotische Bewertung; der Beitrag der Landnutzung fällt zwar geringer aus, kann aber mit einem Wert von etwa 30 % bei ökologischen Betrachtungen des Gesamtsystems nicht vernachlässigt werden.

Die in Kapitel 0 (Betrachtungsobjekt Bewertung) ermittelten Beiträge der einzelnen Indizes (Strukturindex: 37 %, Nutzungsindex: 31 %, Quelhöhe: 22 %) sollten jedoch nicht mit der

implizierten Genauigkeit von einem Prozentpunkt, sondern lediglich in der Tendenz bzw. in ihrer Reihenfolge betrachtet werden. Letztlich ist die konkrete Höhe der Beiträge der einzelnen Indizes abhängig von der Anzahl der in die Regression eingespeisten unabhängigen Größen: je mehr dieser Variablen darin enthalten sind, desto niedriger liegen tendenziell ihre jeweiligen Beiträge. Zur Verdeutlichung dieses Verhaltens wird nachfolgend eine Übersicht der Ergebnisse verschiedener Regressionsanalysen wiedergegeben, bei denen von Analyse 1 bis Analyse 3 die Anzahl unabhängiger Variablen sukzessive von 2 auf 4 erhöht wurde (Methode der schrittweisen multiplen Regression):

Strukturindex:	45 %	–	37 %	–	37 %,
Nutzungsindex:	38 %	–	31 %	–	28 %,
Quellhöhe Mittelwert:			22 %	–	21 %,
Gefälle Mittelwert:					3 %,
»residual«:	17 %	–	10 %	–	10 %.

Dabei wird deutlich, dass sich die Werte für Struktur- und Nutzungsindex, die nach der Hinzunahme der Quellhöhe (von Analyse 1 zu Analyse 2) deutlich gesunken waren, beim Übergang von Analyse 2 zu Analyse 3 »stabilisieren«. Des Weiteren gibt es anscheinend keinen wesentlichen Zusammenhang zwischen der abhängigen Variable (EQIM₂) und dem Gefälle, da der in Analyse 3 verbleibende, nicht erklärbare Rest (*residual*) im Vergleich zu Analyse 2 weitgehend stabil bleibt.

Eines der Ziele des AQEM-Projektes war es, für fünf der deutschen Fließgewässertypen Bewertungssysteme zu erstellen, mit deren Hilfe es möglich sein sollte, explizit die strukturelle Degradation zu indizieren. Aus heutiger Sicht kann zumindest für den Fließgewässertyp 5 der Schluss gezogen werden, dass dieses ambitionierte Vorhaben nicht gelingen konnte. Trotz der Vorgabe, dass das hier vorgestellte neue Bewertungssystem einzig an Strukturen geeicht worden ist, stellte sich im Nachhinein heraus, dass nicht nur Strukturen, sondern in hohem Maße auch Nutzungen einen entscheidenden Beitrag an den Bewertungsergebnissen der betreffenden Gewässerabschnitte aufweisen. Die Beiträge von Struktur, Nutzung und der Quellhöhe sollen im Folgenden näher betrachtet werden.

a) Beitrag von Strukturen

Strukturen wirken unmittelbar auf die Organismen ein und können daher auch als proximate Faktoren bezeichnet werden. Von daher ist es grundsätzlich nachvollziehbar, dass diese einen höheren Beitrag liefern als die ultimat wirkenden Faktoren diverser Arten von Landnutzung. Höhereskalige Parameter, wie beispielsweise Klima, Ökoregion und Geologie, bestimmen unbestreitbar die großräumige Verteilung von Arten (u. a. DAVIES et al., 2000; TOWNSEND et al., 2003, Lorenz et al., 2004a). Innerhalb einer räumlichen Einheit jedoch, in der obig angegebene Begriffe zumindest weitgehend konstant sind, orientieren sich Organismen an den sie umgebenden Formen und physikalisch-chemischen Eigenschaften oder werden von diesen in ihrer Entwicklung beeinflusst. Teilweise bestehen diese Orientierungen aus rein lokalen Strukturen, wie z. B. das Vorhandensein oder Fehlen von Ufergehölzen (BRIERS & GEE, 2004; KOBAYASHI & KAGAYA, 2005), Totholz (WARMKE & HERING, 2000; ROLAUFFS et al., 2001; JONSSON et al., 2005; MILNER & GLOYNE-PHILLIPS, 2005) oder strömungsberuhigten, ufernahen Unterständen (ARMITAGE et al., 2001; WOOD & SITES, 2002); alle diese Strukturen sind in ihrer lokalen Ausprägung größtenteils unabhängig vom Zustand oberhalb gelegener Abschnitte. Die zahlreichen autökologischen Informationen zu Strömungs- und Habitatpräferenzen sowie den Ernährungstypen resultieren letztlich aus dieser engen Bindung an lokale Strukturen.

Andererseits können gewisse lokale Ausprägungen von höherskaligen Parametern abhängen und daher von diesen beeinflusst werden. Darin liegt vermutlich auch ein Grund dafür, dass die Landnutzung knapp ein Drittel der Varianz im EQIM₂ erklärt, da diese nicht nur einen direkten Einfluss ausübt (z. B. in Form von Begradigung, Ufervorbau und Beschattung), sondern auch indirekte Wirkungen beinhaltet, die die lokalen Verhältnisse unterhalb gelegener Abschnitte beeinflussen; Beispiele hierfür wären die Temperatur, die maßgeblich von der Beschattungssituation im Einzugsgebiet bestimmt werden kann oder das Verstopfen des Interstitials mit Feinsedimenten, deren Ursprung in landwirtschaftlichen Flächen zu suchen ist (beide Aspekte werden im folgenden Kapitel näher beleuchtet).

b) Beitrag der Landnutzung

Das Verhältnis der Bedeutung von Landnutzung zur Habitatstruktur ist ein wesentlicher Aspekt in den Ausführungen bisheriger Veröffentlichungen. Wo diese jedoch bezüglich der Höhenlage zu relativ übereinstimmenden Resultaten gelangen (siehe Ausführungen unter Punkt c), gehen die Aussagen bezüglich der Landnutzung deutlich auseinander. So habe diese laut TOWNSEND et al. (2003) zwar eine insgesamt signifikante Bedeutung für die Varianz der Arten, jedoch primär auf Höhe der kleineren Ebenen *reach scale* und *bedform scale*¹⁶. Die größte Bedeutung falle jedoch Variablen auf der *catchment scale* zu (u. a. Geologie, Reliefform, Höhenlage, Talbreite), wobei keine methodischen Angaben zum Untersuchungsgebiet gemacht werden. Demgegenüber besagen RICHARDS et al. (1996), dass auf der Ebene der *catchment scale* sowohl der Landnutzung als auch der Geologie eine vergleichbar große Bedeutung zukommt. DEATH & JOY (2004) hingegen sehen in den Variablen auf der *reach scale* (u. a. Substratzusammensetzung, Ufergehölze) deutlich bessere Prediktoren als es die Landnutzung oder die Geologie der *catchment scale* sei. Mit am besten vergleichbar sind jedoch die Ergebnisse von ROY et al. (2003), die ihre Untersuchungen an Tieflandgewässern (Größe bis 125 km²) durchführten und den Aspekt der Bewertung in ihre Analysen integrierten: nach ihren Ausführungen bestehe ein Erklärungsanteil von etwa 78 % zwischen der Landnutzung und der 1. Achse einer NMS-basierten Artverteilung sowie eine signifikante Beziehung zwischen einzelnen Landnutzungsarten und ausgewählten biotischen Indizes (B-IBI und ICI¹⁷).

Resümee der angeführten Studien ist, dass auf den ersten Blick keine Gemeinsamkeiten in den erzielten Ergebnissen erkennbar sind. Eine wesentliche Ursache hierfür dürfte in der Umsetzung der gesteckten Ziele liegen: so scheinen nicht wenige Arbeiten typologische Aspekte zu beinhalten, auch wenn dies nicht explizit genannt wird. Vielfach wird versucht, von der Probestelle über Gewässerabschnitte unterschiedlicher Längen bis hin zu Einzugsgebieten Parameter zu integrieren, die an einem Ende der Skala sehr kleinräumig (z. B. mittlere Korngröße der Riffelstrecken oder Einbettungsgrad gröberer Substrate im Feinsediment), am anderen Ende dagegen fast schon regional ausgerichtet sind (z. B. Einbezug unterschiedlicher geologischer Einheiten). Je nachdem, wie stark sich Untersuchung und Auswertung an der Typologie orientieren, differiert der Einfluss makro- bis megaskaliger Aspekte nach oben oder unten. In der vorliegenden Arbeit wurden typologische Fragestellungen bewusst ausgeklammert – von daher fielen aufgrund des Untersuchungsansatzes wesentliche Einflussgrößen aus, die ansonsten vermutlich die vorhandenen Beziehungen überdeckt hätten. ALLAN et al. (1997) kommen bei ihrem Überblick zu einem ähnlichen Schluss: »*These contrasting results are the consequence of differing scales of the study design...*«, wie auch SANDIN (2003). Dies sind lediglich Vermutungen, denn ein objektiver Vergleich ist aufgrund nicht einheitlicher und teilweise fehlender Informationen zu den Gewässern und den angewandten Methoden kaum

¹⁶ *reach scale* reicht bis zu 200 Meter oberhalb der Probestelle, *bedform scale* entspricht der Probestelle selbst.

¹⁷ Benthic Index of Biotic Integrity bzw. Invertebrate Community Index (multimetrische Indizes zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern mittels Makroinvertebraten, bestehend aus 11 bzw. 10 Einzelmetriks)

möglich, so dass nicht immer eindeutig ist, wie stark geologische Aspekte die Untersuchungen bestimmten. Konzentriert man sich jedoch auf diejenigen Studien, bei denen typologische Ansätze aufgrund der Festlegung auf ein eng begrenztes Untersuchungsgebiet eher eine untergeordnete Rolle spielten dürften, so sehen etwa 75 % von ihnen den größeren Einfluss im mesoskaligen Bereich oder in den Habitatstrukturen an der Probenahmestelle (u. a.: TOWNSEND et al., 1997; LAMMERT & ALLEN, 1999; SPONSELLER et al., 2001; ROY et al., 2003; JOHNSON et al., 2004).

c) Beitrag der Quelhöhe

Die mittlere Quelhöhe trägt mit etwa 20 % zum Bewertungsergebnis bei. Sie ist allerdings nicht anthropogenen Veränderungen unterworfen und kann somit als naturgegebenes Stellglied betrachtet werden, das einen anthropogenen Einfluss auf ein Gewässer umso weniger nachteilig für die Biozönose werden lässt, je höher die Quellen liegen. Dies lässt sich in gewisser Weise vergleichen mit der früheren Situation bei der Bewertung des organischen Eintrags (Saprobien-system), der umso geringere Auswirkungen auf die Einstufung eines Abschnittes in eine Gewässergüteklasse hatte, je höher das Gewässer lag (aufgrund geringerer Temperatur bzw. höherer Turbulenz). Andererseits hängt dieser Aspekt zu einem Teil auch mit der Siedlungsaktivität des Menschen im Mittelgebirgsraum zusammen und beinhaltet damit nicht zuletzt die Abnahme der Nutzungsart »Siedlungsfläche« mit zunehmender Meereshöhe (siehe hierzu auch die Ausführungen weiter unten). CARTER et al. (1996) beschreiben die Höhenlage als einen Parameter, der eng mit klimatischen und nutzungsbedingten Aspekten in Verbindung steht (insbesondere mit der Temperatur und dem Waldanteil), und, im Bereich des meso- bis makroskaligen Bereichs, zudem den größten Einfluss auf die Artenzusammensetzung aufweist. Auch SPONSELLER et al. (2001) weisen der Höhenlage eine bedeutende Wirkung zu, die speziell über die mittlere Wassertemperatur auf die Abundanz von Arten Einfluss nimmt. Nach HAIDEKKER (2004) sind dabei insbesondere die Mittel- und Maximumtemperaturen der Sommermonate von entscheidender Bedeutung; der Einfluss der Temperatur auf die Varianz der Artverteilung wird dort mit knapp 30 % angegeben. Auch wenn die Höhenlage primär einen natürlichen Einflussfaktor darstellt, der eng gekoppelt ist mit der Definition von Naturräumen (Tiefland, Mittelgebirge, Alpen), ist der gleichzeitig starke Zusammenhang zwischen ihr und dem Bewertungsindex aus Abbildung 21a ersichtlich.

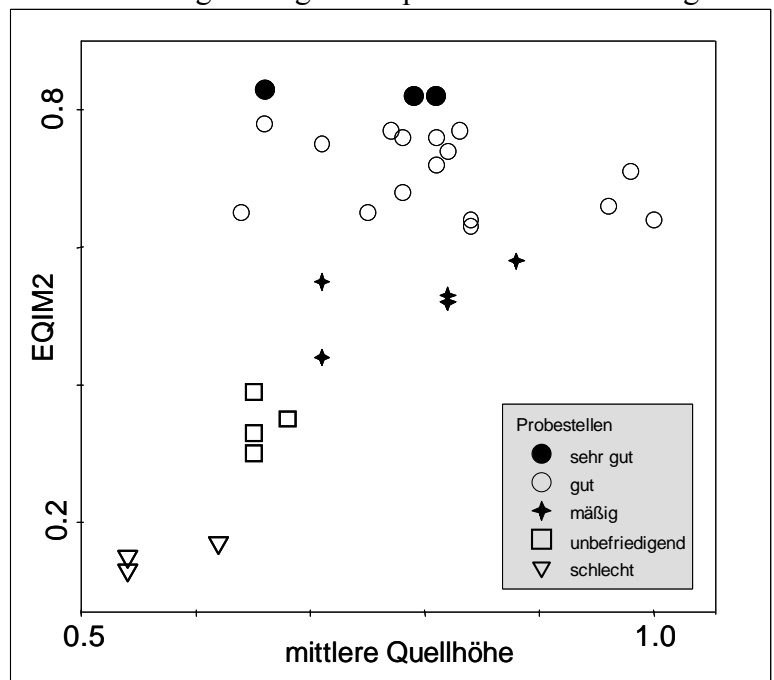


Abbildung 21a: Scatterplot von mittlerer Quelhöhe und EQIM₂ (die Berechnung erfolgte auf der Grundlage von standardisierten Werten).

Bei allen bisher gemachten Aussagen gilt es zu berücksichtigen, dass der Einfluss physikalisch-chemischer Variablen in den Berechnungen nicht enthalten ist. SANDIN & JOHNSON (2004) kommen bezüglich ihrer Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass chemische Parameter in der Summe gut 20 % der Varianz in den Artverteilungen erklären; bei ihren Untersuchungen waren

nur solche Gewässerabschnitte enthalten, die sich in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befanden, die sich allerdings auf verschiedene geologische Einheiten verteilten. Auch ROY et al. (2003) weisen den chemischen Parametern einen bedeutenden Einfluss zu, vergleichbar dem der strukturellen Variablen.

Es ist wohl unbestritten, dass dem Wasserchemismus eine nicht unerhebliche Bedeutung beim Vorkommen oder Fehlen von Arten zukommt, sei es auf der Seite geologischer Ausprägung (Silikat- und Karbonatgewässer) oder auf der Seite anthropogen bedingter Überprägung (Salzbelastung, Veränderungen im pH-Wert, Eintrag von Stickstoffverbindungen oder Phosphaten). Insbesondere Letzteres sollte auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Bedeutung besitzen, konnte jedoch auf Basis der Datenlage nicht berücksichtigt werden: Anlass der Freilanduntersuchungen war in erster Linie die Erstellung eines Bewertungssystems – chemische Parameter wurden daher lediglich begleitend an den beiden Probenahmeterminen erhoben und sollten der groben Charakterisierung der Gewässerabschnitte dienen. Die Aussagekraft einer solch geringen Stichprobe ist jedoch erheblich eingeschränkt, für weitergehende Untersuchungen wären deutlich häufigere Messungen erforderlich gewesen. Es soll an dieser Stelle nicht spekuliert werden, wie groß der Beitrag der Chemie zum Bewertungsergebnis ausfiele, jedoch kann vermutet werden, dass die verbliebenen *residuals* zu einem großen Teil durch chemische Einflüsse abgedeckt werden, wobei gemäß obiger Äußerungen (erster Absatz dieses Unterkapitels) dieser Anteil nicht zwangsläufig auf einen Maximalwert von 10 % beschränkt sein muss.

Modell der Landnutzung

Für die Erstellung des Nutzungsindex war die Kategorisierung der diversen Landnutzungsarten eine notwendige Voraussetzung; dies geschah auf Grundlage einer 3x3-Matrix, nach der drei verschiedene Nutzungsarten¹⁸ innerhalb von drei verschiedenen räumlichen Skalen wie folgt festgelegt wurden:

- Landnutzungen: bebaute Fläche, landwirtschaftliche Fläche, Waldfläche;
- räumliche Skalen: Einzugsgebiet, Uferkorridor (Hauptzuläufe), Uferkorridor (2 km Länge).

Nutzungsindex wie auch Strukturindex waren zunächst als Hilfsmittel konzipiert, um die Vielzahl an Umweltvariablen zu begrenzen, mit denen eine multiple Regression aufgrund der begrenzten Anzahl an Probestellen nicht möglich gewesen wäre. Somit konnte eine multiple Regression auf zwei kleinere Teilregressionen aufgeteilt werden. Letztlich bot dieser Zwischenschritt die einzige Möglichkeit des Vergleichs der Beiträge der Variablengruppen Struktur und Nutzung – die Ergebnisse wurden im vorangegangenen Kapitel diskutiert. Darüber hinaus war es ein weiteres Ziel, zu ermitteln, welche Nutzungsart auf welcher Skala den größten Einfluss auf das Bewertungsergebnis ausübt; die Diskussion dieser Ergebnisse erfolgt im Rahmen der weiteren Ausführungen.

Bei der Bedeutung der Kombinationen unterschiedlicher Nutzungsarten und räumlichen Skalen lassen sich drei Gruppen voneinander abgrenzen:

- Als die wichtigsten Einflussfaktoren haben sich Waldflächen und Siedlungsflächen herausgestellt, die entlang des Gewässers vorhanden sind; die einzelnen Beiträge liegen zwischen 27 % und 29 % (Tabelle 31, Seite 88). Eine ebenfalls große Bedeutung kommt den Siedlungen in der Fläche von Einzugsgebieten zu (19 %).

¹⁸ Die vierte Nutzungsart (Feucht- und Wasserflächen) wurde nicht berücksichtigt, da diese lediglich an zwei Gewässern vorhanden war.

- Die übrigen einzugsgebietsbezogenen Variablen gemeinsam mit den landwirtschaftlichen Flächen entlang der Fließstrecken bilden die zweite Gruppe und weisen mäßig hohe Korrelationen zum Nutzungsindex auf (Tabelle 28 und Tabelle 29, ab Seite 86).
- Praktisch keinen Einfluss besitzen landwirtschaftliche Flächen in der Aue unmittelbar oberhalb der Probestelle (2 km-Uferkorridor).

Am überraschendsten ist dabei die Rolle, die den landwirtschaftlichen Flächen zukommt, die anscheinend oder möglicherweise auch nur scheinbar einen sehr geringen Beitrag zur Degradation von Biozönosen beisteuern. Dieses Ergebnis geht sowohl aus dem Diagramm der RDA (Abbildung 19, Seite 85) wie auch aus den linearen Einfachkorrelationen (Tabelle 29, Seite 87) hervor. Die Durchführung einer multiplen Regression auf alleiniger Grundlage der drei Variablen landwirtschaftlich genutzter Flächen ergab eine Korrelation von lediglich 31 % (multiples R^2), während das Ergebnis bezüglich der vier bedeutsamsten Variablen bei 98 % liegt.

Vergleiche mit bisherigen Veröffentlichungen gestalten sich teilweise schwierig, da nicht selten lediglich qualitative oder verallgemeinernde Angaben zur Bedeutung der Landnutzung gemacht werden; zudem sind die Aussagen auch hier teilweise konträr: einige Autoren weisen der Landwirtschaft eine bedeutende Funktion zu (CARTER et al., 1996; RICHARDS et al., 1996; WANG et al., 1997), andere belegen, dass zwischen diesen Flächen und den Artengemeinschaften keine signifikanten Beziehungen bestehen (ROY et al., 2003), wohl aber zu Wald- und Siedlungsflächen. Vielfach wird die Landnutzung, wie auch in der vorliegenden Arbeit, als Sammelparameter behandelt und nicht weiter auf die konkreten Nutzungsarten aufgeschlüsselt. Es dürfte jedoch eine erhebliche Bedeutung haben, ob diese Flächen überwiegend ackerbaulich oder aber lediglich als Grünland genutzt werden¹⁹ (z. B. bezüglich des Eintrages von Nährstoffen oder Sedimenten). Dies könnte zumindest ein Ansatz dafür sein, einerseits die Diskrepanzen in den bisherigen Veröffentlichungen und andererseits die neuen Erkenntnisse hinsichtlich des niedrigen Einflusses landwirtschaftlicher Flächen auf die aquatischen Ökosysteme zu begründen.

Auch wenn die rein numerische Beziehung zwischen landwirtschaftlicher Nutzung und Nutzungsindex eher gering ausfällt, kommt dieser indirekt jedoch sehr wohl ein entscheidender Beitrag am abiotischen Gesamtzustand von Einzugsgebieten und damit auch an der Schädigung aquatischer Lebensgemeinschaften zu, denn in der Vergangenheit war es häufig so, dass die Ausdehnung landwirtschaftlicher Flächen stets auf Kosten der Wälder erfolgte. Aufgrund eigener Erfahrungen bei der Arbeit im ehrenamtlichen Naturschutz und der Mitwirkung im Landschaftsbeirat geht die Entwicklung in heutiger Zeit in die Richtung, dass zunehmend landwirtschaftliche Flächen durch die Ausdehnung der Städte verloren gehen, so dass zu erwarten ist, dass aktuell wie auch in der Zukunft die größte Planungsrelevanz in der Tat bei den Anteilen von Wald- und Siedlungsflächen liegen dürfte.

Bezüglich des Themas Landwirtschaft lässt sich aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit ein weiterer Schluss ableiten. Nach Tabelle 28 und Tabelle 29 (Seiten 86 und 87) nehmen die entsprechenden Kenngrößen in der Reihenfolge LOCAL – REACH – AREA betragsmäßig deutlich zu (von 0,02 auf 0,46 bzw. von -0,07 auf -0,58). Offenbar wirken sich die Einflüsse der Landwirtschaft erst über längere Strecken auf die Biozönose aus, womöglich gerade weil der Anteil ackerbaulich genutzter Flächen an den untersuchten Gewässern (nach einer groben Schätzung) relativ niedrig ist und die Gewässer häufig mit, wenn auch nur schmalen, Gehölzstreifen umgeben sind. Die räumlich gestreckte Wirkung könnte über eine Akkumulation gelöster Stoffe vermittelt werden (Erhöhung der Frachten) und einer ebensolchen sukzessiven Anreicherung von Feinsedimenten. Entsprechendes sollte ebenso für bebaute Flächen gelten. Die

¹⁹ Die für die vorliegende Arbeit als Datenquelle genutzte digitale Top50-Karte des Landesvermessungsamtes NRW bot keine Möglichkeit, zwischen diesen Unterkategorien der Landnutzung zu differenzieren.

gewässerbaulichen und stofflichen Eingriffe sind jedoch häufig markanter und äußern sich in Form schlagartiger Veränderungen, die beispielsweise durch punktuelle Einleitungen ausgelöst werden oder aber, mittels intensiven Verbaus, dem Gewässer auch die in ländlichen Gebieten noch vorhandenen reliktartigen Reste an Sonderhabitaten nehmen – stoffliche Einträge aus der Landwirtschaft äußern sich dagegen eher in Form diffuser Quellen.

Andererseits kann sich eine stellenweise vorhandene Beschattung auch kleinräumig unmittelbar positiv auf den Temperaturhaushalt auswirken. Speziell zur Rolle der Temperatur gibt es Ergebnisse von SPONSELLER et al. (2001), die Untersuchungen an kleinen Mittelgebirgsbächen (EZG: 3 km² bis 10 km²) durchführten, nach denen die Maximumtemperatur eng korreliert sei mit dem Anteil nicht bewaldeter Flächen, am höchsten jedoch im mikroskaligen Bereich, speziell bezüglich der waldfreien Abschnitte innerhalb von 200 Metern oberhalb der Probestelle. Ein Gewässer, das längere Strecken durch offenes Weideland floss, habe bereits nach Durchfließen eines 300 Meter langen Waldabschnittes zu seinem natürlichen Temperaturregime zurückgefunden. Zudem hätten Änderungen in der Wassertemperatur von bis zu 5 °C gemessen werden können, innerhalb von nur 50 Meter langen Abschnitten, an denen abwechselnd die Ufervegetation entfernt worden oder intakt belassen war. Auch wenn die Untersuchungen an sehr kleinen Gewässern stattfanden, gibt dies einen Hinweis auf die »Anfälligkeit« von Gewässern bei Änderungen in der Beschattung.

Übereinstimmend sehen nahezu alle Autoren Waldflächen als sehr bedeutsam an, in manchen Fällen auf der Ebene ganzer Einzugsgebiete, in der überwiegenden Zahl der Fälle jedoch im mesoskaligen Bereich. Die beiden Studien, die den Aspekt der Bewertung auf Basis des Makrozoobenthos berücksichtigen, kommen zu dem Schluss, dass Waldflächen im meso- bis mikroskaligen Bereich den größten Einfluss ausübten (LAMMERT & ALLAN, 1999) bzw. dass Wald- und Siedlungsflächen auf der *reach scale* die bedeutsamsten Parameter seien (ROY et al., 2003); diese Ergebnisse entsprechen damit im Wesentlichen den hier vorgestellten Erkenntnissen. Wesentlichen Anteil am Nutzungsindex haben nach den vorliegenden Daten Wald- und Siedlungsflächen im mesoskaligen Bereich – die bewaldeten Flächen scheinen dabei insgesamt einen stärkeren Einfluss zu haben (siehe Tabelle 31, Seite 88). Neben der Bewaldung ist die Siedlungsfläche einer derjenigen Parameter, die in der Fachliteratur sehr häufig unter den wichtigsten Faktoren aufgeführt werden. Einigen Veröffentlichungen nach zu urteilen existiere eine Grenze bezüglich des Anteils besiedelter Fläche im Einzugsgebiet, oberhalb derer ein Gewässer keinen guten Zustand erreichen könne. Diese Grenze differiert von Studie zu Studie, liegt insgesamt jedoch im Bereich zwischen 8 % und 20 % (WANG et al., 1997; BOOTH & JACKSON, 2001; ROY et al., 2003). Am niedrigsten geben ihn BOOTH & JACKSON mit etwa 9 % an und beziehen den Wert auf den Anteil effektiv versiegelter Flächen – ihre Untersuchungen waren jedoch rein abiotischer Natur. Mit den vorliegenden Daten kann, aufgrund der für derartige Aussagen zu geringen Stichprobe, eine solche Grenze weder bestätigt noch widerlegt werden (so sind lediglich zwei Gewässer mit Siedlungsanteilen von über 15 % in der Fläche und vier Gewässer mit derartigen Anteilen auf der Größenskala REACH vorhanden; alle diese Gewässer erreichen keinen guten ökologischen Zustand).

Modell der Strukturen

Strukturen eines Fließgewässers sind sehr vielgestaltig. Die Ergebnisse der multiplen Regression haben jedoch gezeigt, dass sich diese Vielfalt auf ein überschaubares Maß herunterbrechen lässt. So kann die strukturelle Gesamtsituation eines Fließgewässerabschnittes bereits anhand von vier Parametern zu 94 % erklärt werden. Die in diese Analyse eingegangene unabhängige Größe »Strukturindex« war ursprünglich auf multivariatem Weg aus einem Set von 52 Parametern hervorgegangen. Die vier genannten Parameter sind in absteigender Bedeutung: Anteil der

Uferlinie mit Gehölzbestand, Eintiefung, Anteil unbefestigter Ufer und Laubwaldanteil in der Aue (die ersten beiden Parameter sind eng korreliert mit der Beschattung bzw. der mittleren Wassertiefe bei bordvollem Abfluss). Sie decken damit einen Großteil anthropogener Einflussnahmen ab, zum einen den flächen- wie auch linienhaften Gehölzbestand, zum anderen die Fixierung der Ufer sowie, über die Eintiefung, die Intensität des Kontaktes zwischen Fließgewässer und Aue. Wie nachfolgend beschrieben können Eintiefung und Gehölzbestand dabei als Sammelparameter unterschiedlicher Faktoren angesehen werden:

- Die Eintiefung vereinigt diverse negative anthropogene Einflüsse und beinhaltet sowohl das Vorhandensein einer dauerhaften und wirksamen Uferbefestigung wie auch eine Begradigung entlang längerer Fließstrecken, was in der Summe dazu führt, dass die erosive Kraft eines Gewässers in lateraler Richtung stark unterdrückt, zur Sohle hin dagegen erhöht wird.
- Der Gehölze können sich in gleich mehrfacher Weise positiv auf ein Fließgewässer auswirken und besitzen demnach eine große Bedeutung für aquatische Ökosysteme: sie beschatten, sie stellen eine Quelle für grobpartikuläres Material dar, sie schaffen feinkörnige Sonderhabitate im Bereich von Stamm- oder Feinwurzeln, und sie wirken in ihrer Eigenschaft als Totholzlieferant indirekt auf solche Aspekte wie Strömungs- und Substratdiversität, Gerinneform, Eintiefung oder das Vorkommen anspruchsvoller Arten.

Die genannten Parameter repräsentieren somit wesentliche Eigenschaften eines Fließgewässers und lassen damit Aussagen zu über den strukturellen Zustand eines Abschnittes mittels Messung nur weniger, optimal geeigneter Größen.

Zweck der Modellierung

Die an den Gewässern und deren Einzugsgebieten erhobenen Variablen decken eine Vielfalt abiotischer Zustände und Einflüsse ab, die auf Fließgewässer einwirken. Für diejenigen von ihnen, die Nutzungsarten darstellen, wurden verschiedene räumliche Skalen definiert. Durch Nachweis konkreter gegenseitiger Beziehungen ist es nun möglich, auf der Grundlage weniger Umweltvariablen das Ergebnis biozönotischer Bewertung sehr viel besser abzuschätzen, als dies unter alleiniger Berücksichtigung der Struktur möglich wäre, was, im Gegensatz zu den gleichlautenden Modellen der Fachliteratur (siehe Bemerkungen in Kapitel 4.4.1), eine echte Vorhersage darstellt.

Auf der Grundlage von jeweils 4 Strukturparametern und Nutzungsvariablen sowie der mittleren Quellschöpfung lässt sich das voraussichtliche biozönotische Bewertungsergebnis näherungsweise berechnen. Dies war jedoch weder das Ziel dieser Arbeit, noch soll es ein Ersatz für biologische Untersuchungen sein. Die Wasserrahmenrichtlinie schreibt eine Bewertung primär mittels der biologischen Qualitätskomponenten vor; schon allein aus diesem Grund kann das Modell die Biologie nicht verdrängen. Ziel der Arbeit war es, die Einflüsse aus höherskaligen Bereichen nachzuweisen und quantitativ zu erfassen. Konsequenz des Nachweises von Beziehungen zwischen mehreren Variablen ist immer ein Modell, was sich zwangsläufig ergibt, denn jede Korrelation ließe sich zugleich als Gleichung darstellen, mit der die nachgewiesene Beziehung auf nicht gemessene Wertebereiche erweitert werden kann. Ein Modell kann dabei immer zweierlei Zwecken dienen: zum einen lässt es sich benutzen, um in der Anwendung unbekannte, aber vergleichbare Situationen zu erfassen (hier: »Bewertung« eines Mittelgebirgsbaches bei Kenntnis einiger weniger, leicht ermittelbarer Umweltvariablen), zum anderen kann es aber gleichzeitig die Bestätigung der Theorie sein (hier: Zusammenhänge zwischen Nutzung, Struktur und Biologie). Die Wettervorhersage stützt sich auf ein Modell, um die Witterungsbedingungen der nächsten Tage zu berechnen; gleichzeitig wäre eine Vielzahl zutreffender Vorhersagen eine Bestätigung für das theoretische Modell. In diesem Sinne soll auch die Vorhersage der

biozönotischen Bewertung verstanden werden – sie soll letztlich lediglich der Bestätigung der nachgewiesenen Zusammenhänge dienen.

Das Funktionieren des in Kapitel 1 erstellten Bewertungssystems wurde mit einem größeren Set an Validierungsdaten überprüft (0, Seite 50). Aufgrund größtenteils fehlender Daten zur strukturellen Ausstattung der Probestellen sowie der in der Diskussion (Kapitel 0, Seite 57) angeführten Bemerkungen hinsichtlich der Vergleichbarkeit wurde auf die Verwendung dieser Daten zur Überprüfung des Modells verzichtet. Stattdessen wurde auf die Methode der Eigenvalidierung zurückgegriffen, die anhand der Berechnung von 31 Teilmodellen auf der Grundlage von jeweils 30 Datensätzen (Probestellen) den jeweils nicht berücksichtigten Datensätze zur Validierung benutzte. Die daraus gewonnene Erkenntnis, dass die Kenngrößen des Gesamtmodells mit Unsicherheiten von lediglich 5 % bis 8 % behafteten sind, ist eine Bestätigung der Theorie und damit der eingangs aufgestellten Hypothese (unterstützt wurden sieben am Waldbach zusätzlich erhobene Probenahmen zur Validierung herangezogen; hierzu wird auf das Kapitel 5.2 verwiesen).

4.4.3 Kausalkette der Umweltvariablen

Der reine Nachweis mathematischer Beziehungen oder hoch miteinander korrelierender Variablen macht noch keine Aussagen darüber, ob diese Größen auch tatsächlich kausal miteinander in Verbindung stehen. Dies war letztlich auch nicht Anspruch dieser Arbeit, vielmehr sollten die übergeordnet wirkenden Zusammenhänge auf der Ebene von Indizes untersucht werden, um damit eine Möglichkeit zu geben, Gewässersysteme übersichtlich zu beschreiben. Zudem ist die überwiegende Zahl vorhandener Ursache-Wirkung-Ketten auf der Ebene einzelner Variablen mittlerweile bekannt.

Im Folgenden wird versucht, einige der zwischen den zahlreichen Nutzungs- und Strukturaspekten bestehenden Interaktionen sowie ihre Auswirkungen auf die Biologie zu sortieren und mittels eines Pfeildiagramms darzustellen. Zum Zwecke einer möglichst guten Übersichtlichkeit können dabei nicht alle Kausalketten berücksichtigt werden bzw. müssen in ihrer Komplexität vereinfacht werden; eine Konsequenz davon ist, dass auf die Darstellung der verschiedenen räumlichen Skalen, in denen oder zwischen denen Umweltvariablen wirken, verzichtet wird, eine weitere, dass manche Parameter mehrfach auftauchen, um Pfeile, die quer durch das Diagramm verlaufen würden, möglichst zu vermeiden. Die in das Diagramm integrierten Zahlen kodieren diejenigen Veröffentlichungen, die den entsprechenden kausalen Zusammenhang thematisch abdecken und zugleich Nutzungs- oder Struktureinflüsse auf die Biozönose thematisieren; auch hier kann lediglich eine begrenzte Auswahl wiedergegeben werden.

Das in Abbildung 22 dargestellte Beziehungsnetz erhebt somit keinen Anspruch auf Vollständigkeit; insbesondere Verhaltensmuster und Abhängigkeiten innerhalb der Biozönose (Drift, Konkurrenz, Sukzession etc.) sind dabei bewusst nicht enthalten. Der Aufbau des Diagramms soll kurz an einem Beispiel erläutert werden, das in nahezu allen Studien aufgegriffen wird, die das Thema Landnutzung im Einzugsgebiet behandeln: der Anteil landwirtschaftlicher Flächen (oben links) ist positiv korreliert dem Eintrag von Feinsedimenten; mit der Zunahme an Feinsedimenten steigt zugleich die Trübung, was eine Zunahme von Filtrierern bewirkt; andererseits hat die Zunahme von Feinsedimenten einen negativen Effekt auf das Interstitial und das Kieslückensystem, was sich beispielsweise dadurch äußert, dass der Sauerstoffgehalt in diesen Bereichen abnimmt. Manche der Auswirkungen können nicht als positiv oder negativ ausgewiesen werden: eine Zunahme an Feinsedimenten verändert lediglich die Korngrößenverteilung, was durch eine neutrale Schlangenlinie ausgedrückt wird.

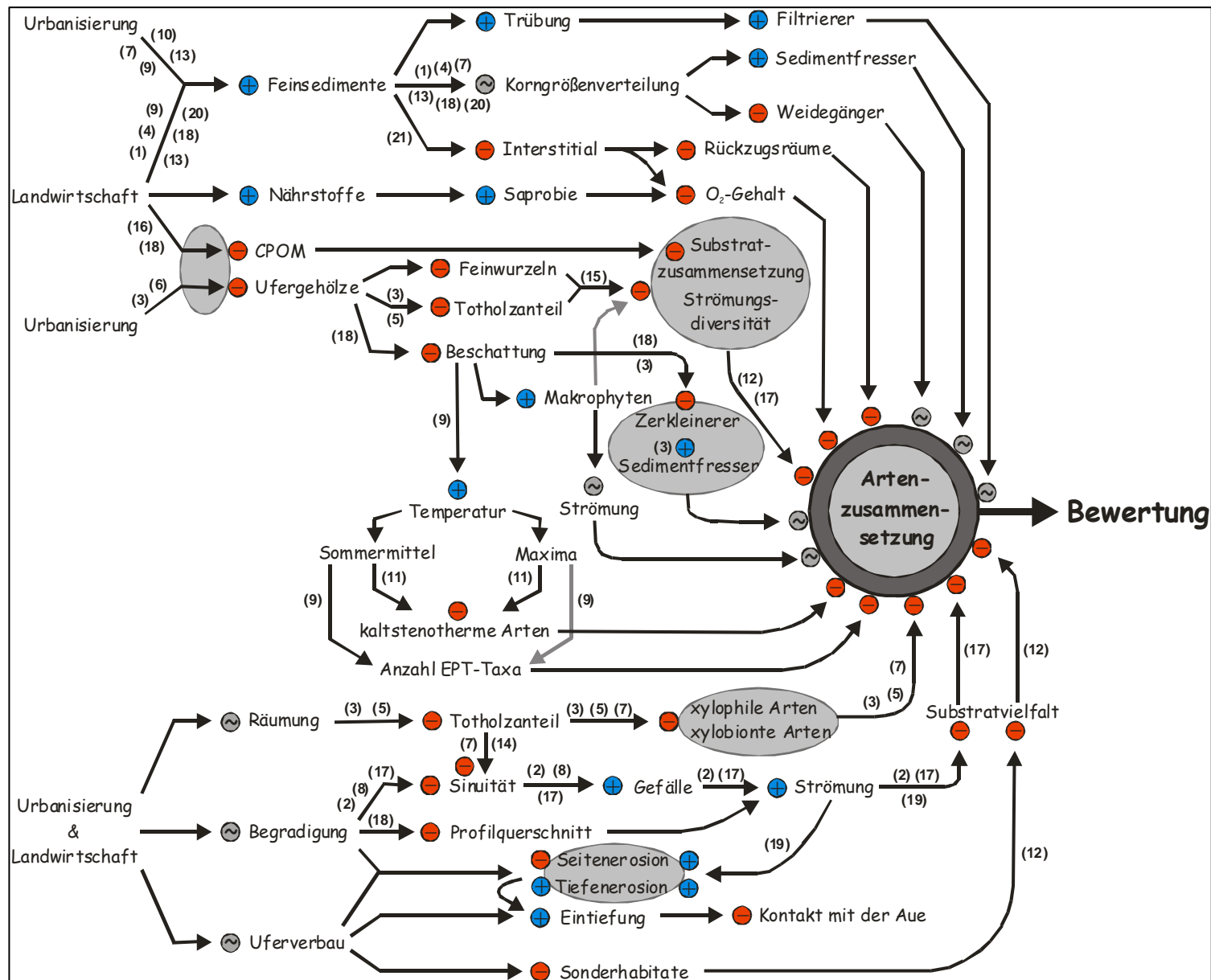


Abbildung 22: Beziehungsnetz abiotischer Faktoren inklusive des Einflusses auf die Arten (Pluszeichen markieren eine positive Beziehung und damit eine Zunahme des folgenden Parameters, Minuszeichen eine Verminderung; Wellenlinien deuten auf Veränderungen allgemeiner Natur hin; grau dargestellte Pfeile dienen lediglich der Übersicht und haben keine besondere inhaltliche Bedeutung; Zahlen in Klammern geben Studien an, die den entsprechenden Zusammenhang behandeln [Aufschlüsselung siehe unten]).

- (1) CARTER et al. (1996)
- (2) ROSGEN (1994)
- (3) RICHARDS et al. (1996)
- (4) LENAT (1984)
- (5) BISSON et al. (1987)
- (6) KARR & SCHLOSSER
(1977; 1978)
- (7) RICHARDS & HOST (1994)
- (8) QUINN et al. (1997)
- (9) SPONSELLER et al. (2001)
- (10) OMETO et al. (2000)
- (11) DEATH & Joy (2004)
- (12) MINSHALL (1984)
- (13) ALLAN et al. (1997)
- (14) NAIMAN et al. (1993)
- (15) ROTH et al. (1996)
- (16) SANDIN (2003)
- (17) LAMMERT & ALLAN (1999)
- (18) TOWNSEND et al. (1997)
- (19) BOOTH & JACKSON (1997)
- (20) THORPE & LLOYD (1999)
- (21) HANCOCK (2002)

4.4.4 Indikatorarten

Die Analysen zur Ausweisung von Indikatorarten ergaben, dass viele der Taxa, die als charakteristisch eingestuft wurden für solche Gewässer, die an der Probestelle strukturell eher schlecht, im Einzugsgebiet aber noch weitgehend naturnah ausgestattet sind, zugleich diejenigen Taxa sind, die an durchgehend naturnahen Gewässern einen hohen positiven Beitrag zum Bewertungsergebnis beisteuern. Zudem besaßen über 60 % dieser Indikatortaxa eine positive Einstufung im Metrik »Deutscher Faunaindex« (DFI), je zur Hälfte mit den Werten »+1« und »+2«. Der genannte Metrik, der das Intervall [-2; +2] abdeckt, stellt ein Maß für die Naturnähe von Gewässerabschnitten dar und integriert wesentliche Eigenschaften des Ökosystems, wie etwa Strukturvielfalt, Strömungsdiversität, Substratdiversität oder Totholz; bei der Ausweisung der Taxa als Güte- oder Schlechtezeiger hatte primär die strukturelle Qualität einer Probestelle im Mittelpunkt gestanden.

Im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Bewertung der Gewässerabschnitte sollen im Folgenden einige der Taxa aus Tabelle 26 (Seite 81) in ihren autökologischen Ansprüchen skizzenhaft charakterisiert werden:

Nicht wenige der Arten sind typische Vertreter krenaler bis epirhithraler Gewässerabschnitte und kommen daher in Bereichen vor, die natürlicherweise zumeist gehölzbestanden sind und deren Temperaturen aufgrund der starken Beschattung und des Grundwassereinflusses vor allem im Sommer relativ niedrig bleiben. Beispiele hierfür sind die Gattungen *Protonemura* und *Siphonoperla*, die zu 70 % bis 80 % in den angegebenen Abschnitten verbreitet sind – *Protonemura* ernährt sich dabei überwiegend als Zerkleinerer, während *Siphonoperla* räuberisch aktiv ist. Der Schwerpunkt von *Brachyptera seticornis*, ebenfalls einer Art der Hochgebirgs- und Bergbäche, liegt dagegen ein wenig tiefer im Epi- bis Metarhithral. Ebenfalls auf Quell- oder Bachoberläufe angewiesen sind die Trichoptera-Arten *Sericostoma* cf. *personatum* und *Odontocerum albicorne*. Die Larven von *Sericostoma* präferieren mittelgrobes bis feines Substrat und bewegen sich grabend im Kieslückensystem fort, um dort organisches Material zu zerkleinern (PITSCH, 1993; SCHMEDTJE, 1995). *Odontocerum* benötigt kaltes Wasser (BURMEISTER, 1992; KOHL, 1994) und ist somit auf waldreiche, beschattete Abschnitte angewiesen. All dies sind Arten mit besonderen Ansprüchen, die in ihrem Vorkommen kennzeichnend sind für naturnahe obere Bachabschnitte, und die dennoch in Bereichen vorkommen, welche anthropogen stark verändert wurden und ihre wertvollen Strukturen zumindest teilweise verloren haben. Dass diese Organismen dennoch vorkommen, lässt darauf schließen, dass trotz der anthropogenen Überformung Habitatnischen vorhanden sein müssen, in denen sich Reste der vermutlich ehemals größeren Populationen halten können, oder dass gewisse abiotische Randbedingungen den Arten ein Überleben an der Grenze ihres jeweiligen Valenzbereichs ermöglichen. Der Begriff Restpopulation muss sich dabei nicht zwangsläufig auf Einzelindividuen beschränken; *Esolus angustatus* (DFI = +2) beispielsweise ist mit über 35 Ind./m² am Wolfferter Bach (Struktur = 0,36) und an der Namenlose (Struktur = 0,30) vertreten. An letzterem Gewässer kommen zudem *Liponeura cinerascens* (DFI = +2) mit etwa 15 Ind./m² und *Amphinemura* sp. (DFI = +2) mit über 60 Ind./m² vor, des Weiteren *Leuctra* sp. und *Sericostoma* sp. mit mittleren Dichten. Das Einzugsgebiet der Namenlose liegt zudem mit etwa 700 Metern recht hoch, das Wasser ist entsprechend kalt, die Strömung am Untersuchungsabschnitt deutlich turbulent, was sich insgesamt positiv auf die Sauerstoffversorgung auswirken dürfte. Die abiotischen Randbedingungen (siehe oben) sind in diesem Fall gerade für das Vorkommen von Arten der Ordnung Plecoptera optimal. Andere spezifische Bedingungen an den übrigen Gewässern mögen andere Arten begünstigen.

Eine weitere mögliche Erklärung für das Vorkommen genannter Arten beinhaltet den Begriff der »Metapopulation«. Zentraler Aspekt ist dabei das Vorhandensein einer ausreichend großen Fläche mit optimalen Bedingungen für eine bestimmte Art, innerhalb derer sie mit einer stabilen

Population über viele Generationen vorkommt. Außerhalb dieser Fläche seien die Umweltbedingungen weniger gut geeignet, so dass betreffende Art keine sich selbst reproduzierende Population erhalten kann. Diese verstreut um die Zentralfläche liegenden Satellitenpopulationen können nur dann überdauern, wenn sie von der Metapopulation ständig Nachschub an Organismen erhalten. Diese Theorie kann mit Sicherheit auch auf Fließgewässersysteme übertragen werden, insbesondere weil dort das Phänomen der Drift einer solchen Dynamik in hohem Maße förderlich ist. Ob dies an den konkret untersuchten Gewässern eine tatsächliche Erklärung der Beobachtungen ist, kann auf Grundlage der allgemein erhobenen faunistischen Daten nicht beantwortet werden.

Auf Besonderheiten bzw. Auffälligkeiten in der Verteilung weiterer anspruchsvoller Taxa wird im Verlauf des Kapitels 5.3 eingegangen, in dem die speziellen Verhältnisse am Waldbach behandelt werden.

4.4.5 Methodendiskussion

Im folgenden Kapitel stehen die angewandten Methoden der Kategorisierung von Nutzungsarten sowie eventuell vorhandene gegenseitige Abhängigkeiten der eingebrachten Variablen im Mittelpunkt. Die Genauigkeit der Umsetzung und potentielle Fehlerquellen sollen ebenso diskutiert werden wie die Auswirkung linearer Abhängigkeiten auf die durchgeführten Analysen.

Kategorisierung der Nutzungsarten

Voraussetzung für eine Quantifizierung des Einflusses übergeordneter Variablen war die Erhebung von Daten zur Landnutzung in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässer. Dazu wurde auf die digitalen Top50-Karte des Landesvermessungsamtes NRW zurückgegriffen, anstelle der ursprünglich geplanten CORINE Landcover-Daten. Der dieser Entscheidung zugrunde liegende Grund wurde bereits in Kapitel 4.2.1 beschrieben. Darüber hinaus bietet die Top50-Karte den Vorteil der deutlich besseren optischen Auflösung (0,1 ha gegenüber 1 ha bei CORINE). Nachteilig wirkt sich dagegen die geringere Auflösung hinsichtlich unterschiedlicher Nutzungsarten aus: die topografische Textur ließ die Differenzierung von lediglich vier Kategorien zu: bebaute Flächen, landwirtschaftliche Flächen, Waldflächen sowie Feucht- und Wasserflächen. CORINE weist für die 25 untersuchten Gewässer hingegen 11 verschiedene Nutzungsarten aus, darunter erfolgt eine für die Fragestellung bedeutsame Trennung zwischen Ackerflächen und Grünland. Andererseits werden Grünflächen (z. B. Parks oder Gartenanlagen) der Kategorie 1 (bebaute Flächen) zugeordnet, die in ihrer ökologischen Wirkung jedoch eher dem Grünland vergleichbar wären. Informationen zu gewässerbegleitenden Ufergehölzen konnten aus der Top50-Karte nicht extrahiert werden, jedoch dürften diese in CORINE aufgrund der niedrigen Auflösung ebenfalls nicht enthalten sein – gemäß digitalem Handbuch müsste diese Nutzung mit der Kategorie benachbarter Flächen verschmolzen und folglich als Acker- oder Grünland ausgewiesen sein. Auch unter Verwendung der Top50-Karten wurden die Gehölzstreifen in den meisten Fällen den landwirtschaftlichen Flächen zugerechnet, es sei denn, diese waren explizit als eigene Signatur zu erkennen. Im Falle der flächenbezogenen Nutzungsvariablen (Kategorie AREA) dürfte diese Ungenauigkeit keine signifikanten Auswirkungen auf die Ergebnisse haben, möglicherweise aber bezüglich der beiden anderen räumlichen Skalen; inwieweit sich daraus aber deutliche Auswirkungen auf die Resultate der multiplen Regression ableiten lassen, kann an dieser Stelle nicht abgeschätzt werden. Die Schwierigkeit leitet sich vor allem daraus ab, dass Gehölzstreifen unterschiedliche Wirksamkeiten in Form von Beschattung, Nährstoffretention oder zusätzlichen Strukturen (Wurzeln und Feinwurzelbärte) auf das

Gewässer ausbilden. Die Abschottung eines Gewässers gegenüber der umgebenden Landwirtschaft ist in besonderem Maße abhängig von Dichte und Breite des Randstreifens: so können bereits durch einen 3 Meter breiten Gehölzstreifen bis zu 70 % der üblicherweise von Ackerflächen eingetragenen Feinsedimente zurückgehalten werden (SPONSELLER et al., 2001). Der Aspekt der auch in anderen Studien meist fehlenden exakteren Aufschlüsselung landwirtschaftlicher Nutzungen wurde bereits Kapitel 0 angesprochen. Nach den Daten von CORINE Landcover liegt an den untersuchten Gewässern der durchschnittliche Anteil von Ackerflächen bei 5 %, Flächen heterogener Landwirtschaft sind im Mittel mit 7,5 % vertreten und Grünland mit etwa 17 %.

Resümierend lässt sich sagen, dass die getroffene Verallgemeinerung bezüglich der Nutzungskategorien vor dem Hintergrund der deutlich besseren optischen Auflösung und eines genaueren Bezuges zu den Einzugsgebietsgrenzen (siehe Kapitel 4.2.1) im Hinblick auf die Aussagekraft der erhobenen Daten sich deutlich vorteilhaft für Analysen wie Ergebnisse auswirken dürfte.

Lineare Abhängigkeiten

Variablen, die gemeinsam in Analysen oder Formeln eingebracht werden, können in irgendeiner Form miteinander in Beziehung stehen; einige von ihnen können kausal voneinander abhängen, bei anderen bestehen die Zusammenhänge aus Scheinkorrelationen. Inwieweit dies auf den vorliegenden Fall zutrifft und inwiefern vorhandene Beziehungen sich auf die Ergebnisse multivariater Analysen oder multipler Regressionen auswirken, soll im Folgenden erläutert werden.

Die Bestandteile multipler Regressionsanalysen sind eine abhängige und mindestens zwei unabhängige Variablen. Unabhängig heißt in diesem Fall: unabhängig voneinander; es sind somit Variablen, die in keiner gegenseitigen Abhängigkeit stehen. In vorliegender Arbeit wurden Nutzungsarten als unabhängige Variablen verwandt, die, zumindest theoretisch, gleich in mehrfacher Weise voneinander abhängen:

- Sets von Variablen einer Größenskala (z. B. im 2 km-Uferkorridor) ergeben in der Summe stets 100 % und sind somit voneinander linear abhängig.
- Variablen einer Kategorie (z. B. Waldfläche) stehen in Beziehung zu derselben Kategorie einer anderen Skala, da die Flächen einer niedrigen Skala stets Teilmenge der jeweils nächst höheren Skala sind (LOCAL als integraler Bestandteil der Subkategorie REACH).

Es steht außer Frage, dass Nutzungsarten einer festgelegten Gesamtfläche kausal voneinander abhängen, da die Zunahme einer Nutzungsart stets auf Kosten des Anteils zumindest einer der anderen Nutzungsarten gehen muss. Lineare Abhängigkeit bedeutet jedoch keinesfalls, dass die betreffenden Variablen auch hoch miteinander korreliert sein müssen, wie es das Beispiel der Subkategorie LOCAL darlegt, wonach die drei Nutzungsarten untereinander mit maximal 33 % korreliert sind (Tabelle 30, Seite 87), im Falle der Subkategorie REACH liegt das maximale Bestimmtheitsmaß bei 50 %. Somit wurden für die multiple Regression zwar linear abhängige Variablen herangezogen, die aber nicht hoch miteinander korreliert sind. Was auf jeden Fall vermieden werden sollte, ist der Einbezug aller drei Variablen derselben räumlichen Skala, denn auf diese Weise würden redundante Informationen eingebracht, da die dritte Variable sich stets über eine Linearkombination der beiden anderen Variablen ausdrücken ließe. Die Kategorie der Feucht- und Wasserflächen hebt die Linearkombination der übrigen drei Nutzungsarten nicht auf, da sie an lediglich drei Gewässern vorhanden ist.

Auch für multivariate Analysen sollten laut Handbuch keine linear abhängigen Variablen verwandt werden. Es kann vermutet werden, dass diese Empfehlung primär aus dem Grunde gegeben wird, dass die Anzahl an Umweltvariablen nach oben begrenzt ist (diese dürfe die Anzahl vorhandener Probestellen zahlenmäßig nicht übersteigen). In der Regel sind jedoch sind

sehr viele Variablen vorhanden, und es besteht daher die Notwendigkeit einer Begrenzung. Gezielte Testrechnungen meinerseits haben allerdings gezeigt, dass, zumindest im vorliegenden Fall, die Berücksichtigung voneinander linear abhängiger Variablen keinen Einfluss auf das sich ergebende Diagramm hat. So wurde die in Abbildung 19 (Seite 85) dargestellte Analyse mehrfach wiederholt, jeweils unter sukzessiver Eliminierung einer der Nutzungskategorien; das sich ergebende Diagramm wie auch die tabellarischen Ergebnislisten zeigten keine markanten Veränderungen bei den verbleibenden Variablen.

5 Beispielgewässer Waldbach

5.1 Einleitung

Zur Validierung der bisher dargestellten Resultate im Allgemeinen sowie der Gewinnung weitergehender Erkenntnisse im Besonderen wurden an einem gezielt ausgewählten Gewässer Probenahmen des Makrozoobenthos durchgeführt. Dabei stand die konkrete Frage im Vordergrund, wie weit der Einfluss eines naturnahen Einzugsgebietes in eine Ortschaft hinein reicht und ob sich dort Reste der ursprünglich vorhandenen »potentiell natürlichen Fauna« erhalten können. Die besondere Eignung der Stelle zeichnet sich durch einen markanten Wechsel hinsichtlich der strukturellen Qualität zwischen einem weitgehend naturnahen Einzugsgebiet und einer anthropogen stark überformten unteren Fließstrecke aus – nähere Erläuterungen hierzu werden im folgenden Kapitel gegeben.

5.1.1 Untersuchungsgebiet

Der Waldbach wird dem Fließgewässertyp 5 zugeordnet und befindet sich im Gebiet zwischen Plettenberg, Sundern und Eslohe (Abbildung 23). Er entspringt auf Höhen zwischen 435 m und 550 m und fließt anschließend nach Norden, wo er sich nördlich der Ortschaft Endorf und nach einer Fließstrecke von knapp über 8 km mit der südöstlich entspringenden Röhr vereinigt. Im weiter nördlich gelegenen Sundern tritt aus dem Osten mit der Linnepe ein weiteres größeres Gewässer hinzu.

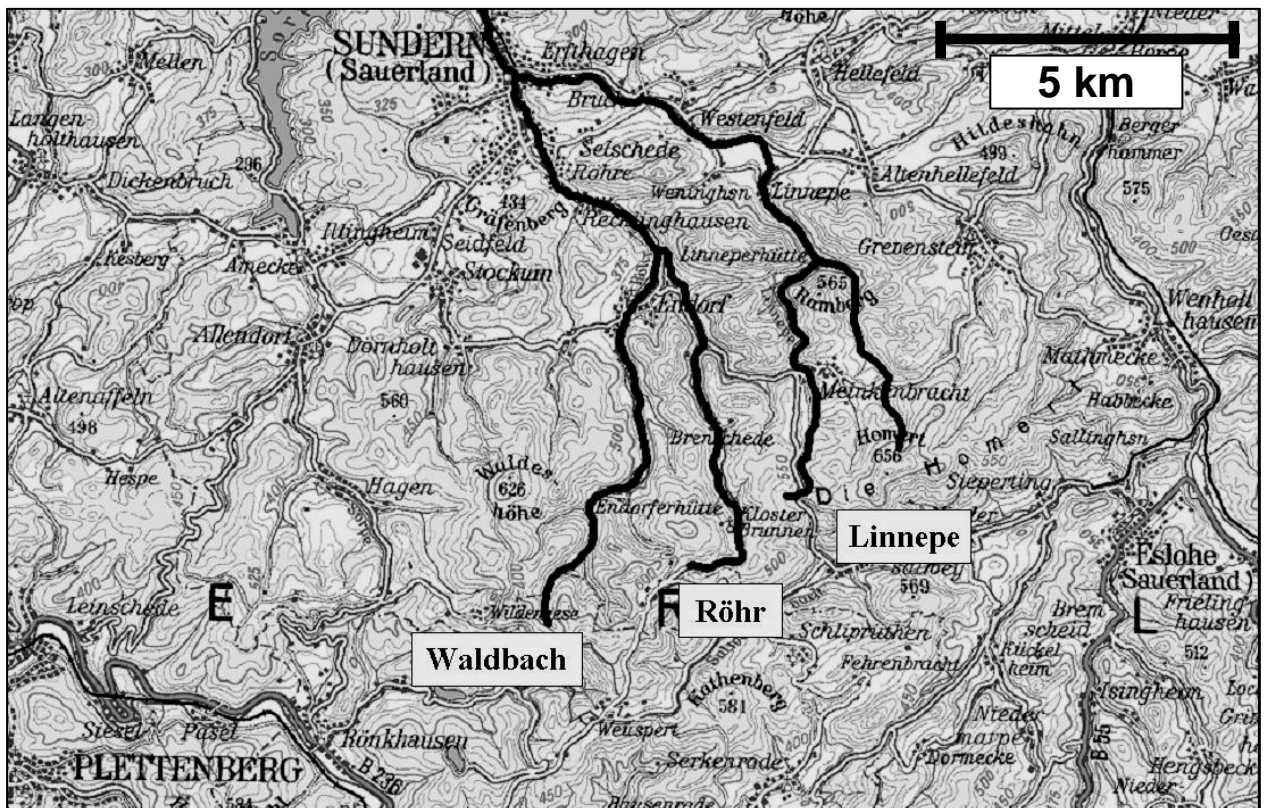


Abbildung 23: Verlauf von Waldbach, oberer Röhr und Linnepe im zentralen Sauerland (Ausschnitt aus der digitalen TOP50-Karte des Landesvermessungsamtes NRW).

Alle drei Bäche nehmen die aus dem nordöstlichen Teil des Ebbegebirges abfließenden Wassermengen auf, die nach 26 km bei Neheim-Hüsten (westlich von Arnsberg) in die Ruhr münden. Das gesamte Einzugsgebiet aller drei Gewässer weist einen sehr hohen Waldanteil auf, wobei dieser von nahezu 100 % im Westen des Gebietes (rund um den Gipfel der Waldeshöhe) auf etwa 70 % im Bereich des Homert abnimmt.

Der Waldbach ist gekennzeichnet durch ein relativ naturnahes Einzugsgebiet, welches größtenteils bewaldet und, zumindest in der heutigen Zeit, in nur geringem Umfang forstwirtschaftlich genutzt wird. Nach einer Fließstrecke von etwa 5 km tritt der Wald leicht zurück und macht extensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen Platz (Weideland); der Bach fließt dort bereits begradigt entlang einer Straße und tritt etwa 6,5 km unterhalb der Hauptquelle in den Bereich der Ortschaft Endorf ein. Das Gewässer ist ab dort auf einer Strecke von gut 1 km stark anthropogen geprägt und stark verbaut, abschnittsweise auch mit ufernahen Betonsöckeln entlang der Wasserlinie versehen. Entlang des dargestellten Gradienten wurden insgesamt fünf Probestellen verteilt (siehe Abbildung 24): PS1 liegt dabei im weitgehend naturnahen Abschnitt, PS2 an der Grenze zum Offenland; zwischen den Probestellen wird die Aue allerdings bereits als Weideland genutzt, so dass der Gehölzsaum lediglich als einreihiger Restbestand ausgebildet ist. Die Stellen PS3 bis PS5 befinden sich im Siedlungsgebiet: kurz nach Eintritt des Gewässers in den Ort, im Ortskern selbst sowie kurz vor dem Ende der Ortschaft.

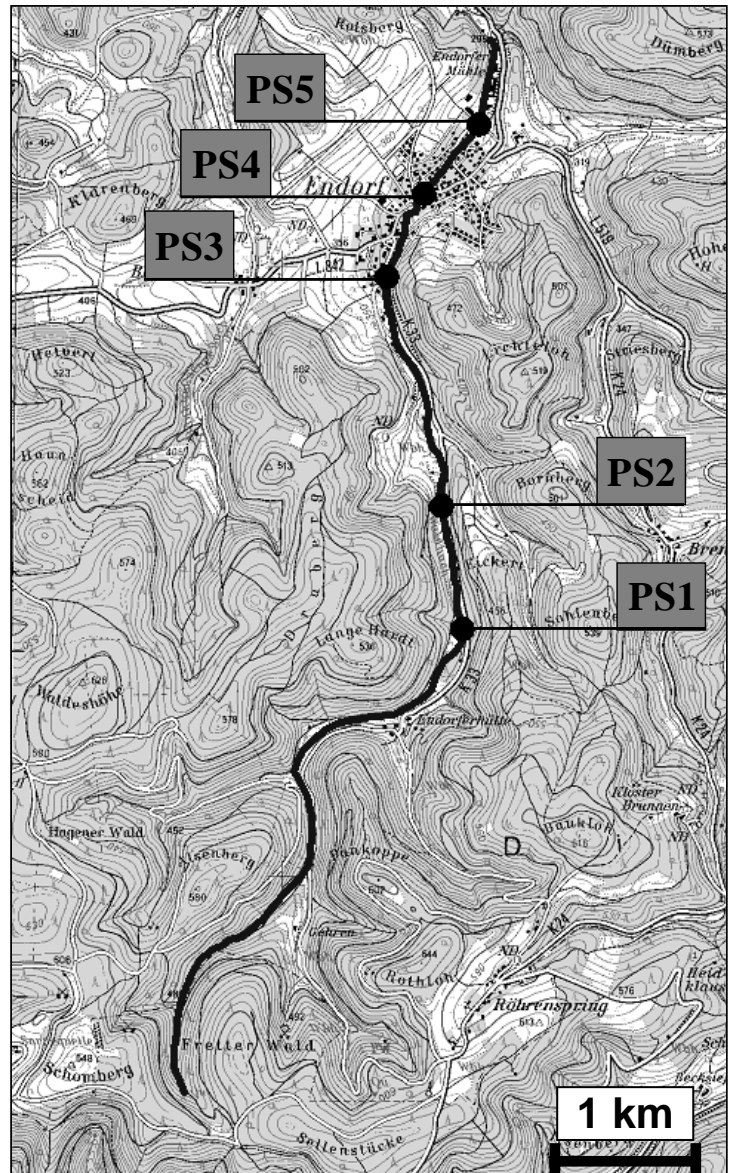


Abbildung 24: Lage der Probestellen entlang des Waldbaches (die Stellen sind anhand der schwarzen Punkte lokalisiert und durch die Kürzel PS1 bis PS5 gekennzeichnet).

Die Beprobungen erfolgten in den Jahren 2001 und 2002 – zwei Probestellen wurden jeweils im Frühjahr und Sommer beprobt (PS1 und PS5), die übrigen Probestellen lediglich im Frühjahr. Angaben zur Quellentfernung, der Höhenlage und Einzugsgebietsgröße sowie den Landnutzungen in der Fläche an den einzelnen Probestellen sind Tabelle 43 zu entnehmen. Danach liegt der Waldanteil durchgehend bei sehr hohen Werten (80 % oder mehr), mit zunehmender Fließstrecke steigt der Anteil landwirtschaftlich genutzter und städtisch geprägter Flächen deutlich an. Speziell die Teilflächen des Einzugsgebietes zwischen den Probestellen PS3 und PS4 bzw. zwischen PS4 und PS5 werden anthropogen intensiv genutzt, nahezu ein Viertel hiervon als Siedlungs-, Verkehrs- oder betrieblich genutzte Fläche sowie (im Mittel) weitere zwei Drittel als landwirtschaftliche Fläche.

Tabelle 43: Nutzungsarten im Einzugsgebiet des Waldbaches (inklusive weiterer beschreibender Parameter; PS = Probestelle; h = Höhenlage, q = Quellentfernung, EZG = Einzugsgebiet, EZG* = Größe des Einzugsgebietes; das partielle EZG bezieht sich jeweils auf die zwischen den Probestellen befindliche Teilfläche des gesamten Einzugsgebietes; Kat. = Kategorie [1 = bebaute Flächen, 2 = landwirtschaftliche Flächen, 3 = Waldflächen; Nutzungen der Kategorie 4 = Wasserflächen sind nicht vorhanden]).

	Beprobungstermine		h	q	EZG*	partiell. EZG			EZG		
	Frühjahr	Sommer	[m]	[km]	[km ²]	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.1	Kat.2	Kat.3
PS1	März 2001	Juni 2001	375	4,3	9,8	0%	5%	95%	0%	5%	95%
PS2	März 2002	---	360	5,0	10,2	0%	16%	84%	0%	5%	95%
PS3	März 2002	---	325	6,6	12,9	2%	26%	72%	1%	9%	90%
PS4	März 2002	---	320	7,2	13,7	23%	76%	1%	2%	13%	85%
PS5	März 2001	Juni 2001	315	7,7	14,7	23%	55%	22%	4%	16%	80%

5.1.2 Beschreibung der Probestellen

Die nachfolgenden Abbildungen der Probestellen sollen einen Eindruck von den unterschiedlichen strukturellen Zuständen des Gewässers vermitteln. Probestelle 1 ist durch eine hohe Dynamik und Strömungsdiversität gekennzeichnet, was sich in einer großen Vielfalt unterschiedlicher Lebensräume manifestiert. An mineralischen Substraten sind alle Korngrößen von Psammopelal bis Megalithal vorhanden, abschnittsweise können sich Kiesinseln ausbilden; weitere wertvolle Habitats sind Totholz sowie Geniste und CPOM-Cluster. Das Gewässer ist fast vollständig beschattet, einige Lichtinseln waren durch umstürzende Uferbäume entstanden. Im Bereich von Probestelle 2 verläuft der Waldbach zwar weitgehend gestreckt entlang einer Straße, ist jedoch noch weitgehend beschattet und weist in der Substratverteilung naturnahe Verhältnisse auf; eine abschnittsweise Uferbefestigung früherer Jahre wird augenscheinlich nicht mehr unterhalten.



Abbildung 25: Probestellen am Waldbach oberhalb von Endorf (links: Probestelle 1; rechts: Probestelle 2).

Probestelle 3 befindet sich wenige Meter hinter dem »Ortseingang« im Bereich von Wohnbebauung. Der Bach verläuft dort in einem gestreckten und abschnittsweise mit Beton eingefassten Bett, das Substrat ist aufgrund der gleichmäßigen Strömung stark vereinheitlicht, Sonderhabitate wie Totholz, Psammopelal oder Kies fehlen nahezu vollständig und ufernahe Unterstände sowie Ufergehölze sind nicht vorhanden. Diesen stark überformten Charakter behält das

Gewässer im Wesentlichen während der gesamten Fließstrecke durch den Ort bei; bisweilen verläuft das Gerinne schlängelnd zwischen der Bebauung hindurch oder ist abschnittsweise in Teilen beschattet.



Abbildung 26: Probestellen am Waldbach innerhalb von Endorf (links: Probestelle 3; rechts: Probestelle 5).

5.1.3 Probenahmemethodik

Die am Waldbach zusätzlich durchgeführten Probenahmen erfolgten mit einer im Vergleich zum AQEM-Verfahren (Kapitel 2.4.1) leicht abgewandelten Methodik. Die wesentlichen Unterschiede sollen nachfolgend benannt werden:

- Der Flächenanteil der Substrate wurde nicht in 5 %-Schritten abgeschätzt, sondern in 1 %-Schritten, auch wenn eine solche Genauigkeit in vielen Fällen wahrscheinlich nicht dem entspricht, was objektiv realistisch ist. Zweck des Verfahrens war es jedoch, auch solche Substrate zu beproben, die einen Flächenanteil von weniger als 5 % aufwiesen. Da es einen Bruch in der Methodik bedeutet hätte, seltene Substrate mit einer Genauigkeit von 1 %, alle anderen jedoch mit einer 5 %-Genauigkeit zu beproben, wurde das Verfahren grundsätzlich auf alle Substrate angewendet.
- Die unterscheidbaren Substrate wurden getrennt voneinander besammelt, gehältert und ausgewertet. Unter unterscheidbaren Substraten sind solche zu verstehen, die separat und getrennt voneinander beprobt werden konnten. Im Falle eines Gemenges zweier Substrate (beispielsweise Mikrolithal und Akal) wurden diese gemeinsam beprobt. Um den Zeitaufwand im Gelände zu begrenzen, wurden zudem einander ähnliche organische Substrate ebenfalls gemeinsam beprobt (z. B.: Makrophyten und lebende Teile terrestrischer Vegetation bzw. Erlenwurzeln und Totholz).
- Jedes unterscheidbare Substrat sollte in seiner gesamten Variabilität (z. B. bezüglich Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Ausmaß an Turbulenz) erfasst werden. Eine Gesamtprobe bestand daher nicht aus einer festen Anzahl von 20 Teilproben, sondern

umfasst, je nach Anzahl und Variabilität vorhandener Substrate, eine unterschiedliche Anzahl von Teilproben – je nach Probestelle zwischen 17 und 38.

- Zur Gewinnung einer kompletten Taxaliste für einen Abschnitt wurden, nach dem Prozess von Sortierung und Bestimmung, die einzelnen Teillisten der verschiedenen Substrate unter Berücksichtigung des jeweiligen Flächenanteils rechnerisch zur Gesamtprobe zusammengesetzt.

5.2 Anwendung bisheriger Erkenntnisse

Im Folgenden werden die bisher dargestellten Ergebnisse bezüglich Bewertungssystem und des Einflusses der Nutzung auf die Biozönose auf das Beispiel des Waldbaches angewendet. Dabei steht primär im Vordergrund, inwieweit die Resultate plausibel sind und ob die sich ergebenden Bewertungszahlen bzw. Modellwerte die Ergebnisse und Aussagen der vorangegangenen Kapitel stützen können.

5.2.1 Bewertungssystem

Voreinstufung wie auch Strukturindex zeichnen den deutlichen Wechsel der strukturellen Ausstattung des Gewässers zwischen PS2 und PS3 nach (Tabelle 44). Gemäß Voreinstufung befindet sich PS1 im oberen Bereich und PS2 im unteren Bereich des guten strukturellen Zustandes. Die drei Abschnitte in Ortslage werden mit beiden Methoden im Übergangsbereich von unbefriedigender bis schlechter Struktur eingestuft. Die Resultate der drei biozönotischen Bewertungssysteme geben den Übergang zwischen freier Landschaft und besiedelter Fläche zumindest tendenziell wieder, auch wenn der Sprung im Index nicht so deutlich ausfällt. Diese »Verzögerung« der biologischen Antwort auf strukturelle Defizite soll an dieser Stelle nicht weiter behandelt werden, sondern ist einer der zentralen Bestandteile der Diskussion (Kapitel 5.4.2). Auf Grundlage eines einzelnen Gewässers können zwar keine verallgemeinernden Aussagen getroffen werden, jedoch ergibt im speziellen Fall des Waldbaches der EQIM₂ die plausibelsten Ergebnisse – insbesondere der Anstieg des Indexes von PS1 nach PS2 bei den Systemen von AQEM und UBA sowie die hohen Indexwerte des UBA-Systems an PS5 sind in Anbetracht der festgestellten Gewässermorphologie nicht nachvollziehbar.

Im Hinblick auf die in der Diskussion zum Bewertungssystem angeführten Äußerungen zur Stabilität des EQIM₂ (Kapitel 0, Seite 59) liegt an PS 1 eine diesbezüglich besondere Situation vor, da diese gleich vierfach beprobt wurde: sowohl im Rahmen des AQEM-Projektes nach der standardisierten Methodik, als auch im darauffolgenden Jahr substratspezifisch gemäß der in Kapitel 5.1.3 beschriebenen abgewandelten Methodik – die daraus sich ergebenden Bewertungsergebnisse gehen ebenfalls aus Tabelle 44 hervor (letzten Zeile). Alle Indizes eines jeden Wertepaares liegen relativ dicht beieinander: so beträgt die Differenz zwischen beiden Methoden maximal 0,10 Einheiten, in den meisten Fällen jedoch weniger als 0,05 Einheiten, bei Betrachtung des EQIM₂ lediglich bei etwa 0,02 Einheiten. Dies ist ein weiterer Indiz dafür, dass es einen gewissen Spielraum gibt bei der Probenahmetechnik, ohne dass dies zugleich größere Differenzen beim Bewertungsindex hervorbringt (ergänzender Baustein zu den Ausführungen des Kapitels 0 – Mindestanforderungen).

Tabelle 44: Bewertungsergebnisse der zusätzlichen Gewässerabschnitte am Waldbach (im Vergleich der drei Bewertungssysteme sowie im Vergleich zu den AQEM-Aufsammlungen an Probestelle 1; VE = Voreinstufung; PS = Probestelle; das AQEM-System war ursprünglich konzipiert im Wertebereich [1;5] und wurde nachträglich in die Skala [0;1] normiert – nähere Erläuterungen hierzu in Kapitel 0 auf Seite 46).

	VE	Strukturindex			EQIM ₂			AQEM-System			UBA-System		
		Frühjahr	Sommer	Mittelwert	Frühjahr	Sommer	Mittelwert	Frühjahr	Sommer	Mittelwert	Frühjahr	Sommer	Mittelwert
WaB_PS1	2	0,81	0,88	0,85	0,72	0,75	0,74	0,83	0,78	0,80	0,77	0,67	0,72
WaB_PS2	2	0,54			0,62			0,93			0,83		
WaB_PS3	4	0,21			0,45			0,58			0,73		
WaB_PS4	4	0,22			0,43			0,55			0,61		
WaB_PS5	4	0,22	0,19	0,20	0,28	0,28	0,28	0,30	0,28	0,29	0,42	0,43	0,43
Vergleichswerte aus AQEM													
WaB (PS1)					0,75	0,75	0,75	0,88	0,78	0,83	0,76	0,77	0,77

5.2.2 Einzugsgebiet

Dass die an den Gewässern vorhandenen Strukturen nicht die allein bestimmenden Wirkgrößen darstellen, belegen die Ergebnisse des Kapitels 4.3.4 (Struktur und Nutzung – eine Zweckehe); darin wurden weitere Variablen identifiziert, die einen signifikanten Beitrag zum Gesamtergebnis biozönotischer Bewertung liefern. Die aus Tabelle 35 (Seite 91) sich ergebende Gleichung setzt EQIM₂, Struktur- und Nutzungsindex sowie die mittlere Quelhöhe miteinander in Beziehung und wird im Folgenden auf die zusätzlichen Probestellen am Waldbach angewendet.

Wenn es um den Einfluss von Ausprägungen im Einzugsgebiet geht, mag dieses für nahe beieinander liegende Probestelle annähernd gleich erscheinen (der Abstand zwischen PS 1 und PS 5 liegt lediglich bei knapp 3½ km), doch der aus der Verteilung der Landnutzungsarten hervorgehende Nutzungsindex zeigt, dass sich auch in diesem Fall (wie schon beim Strukturindex) sehr deutliche Unterschiede in Form einer Degradationsreihe herausbilden (Tabelle 45). Des Weiteren bestehen zwischen EQIM₂ und Strukturindex Differenzen, die sich im Mittel auf 0,14 belaufen, was in etwa 75 % der Breite einer Zustandsklasse entspricht. Die Differenzen zu den Resultaten der multiplen Regression (*predicted values*) betragen dagegen im Mittel lediglich 0,05 Einheiten, die maximale Differenz wird von 0,22 auf 0,09 Einheiten reduziert. Der mittleren Quelhöhe kommt hierbei lediglich die Rolle einer additiven Konstante zu, da sie für alle Probestellen identisch ist; somit beruht die Annäherung der *predicted values* an diejenigen der *observed values* in diesem speziellen Fall einzig auf dem modulierenden Beitrag der Landnutzung.

Tabelle 45: Gegenüberstellung der *observed values* und *predicted values* (*observed value*: Bewertungsergebnisse gemäß EQIM₂; *predicted values*: Ergebnisse der beiden Modelle, die einerseits allein auf dem Strukturindex basieren [Spalte »Struktur«], andererseits Strukturindex, Nutzungsindex und mittlere Quelhöhe berücksichtigen [Spalte »multiple Regr.«; siehe hierzu Tabelle 35 auf Seite 91]; *residuals*: Beträge der Differenzen zwischen EQIM₂ und den beiden Modellen [Abweichungen bei den ermittelten *residuals* im Vergleich zu den Differenzen der in der Tabelle dargestellten Werte sind rundungsbedingt]; die mittlere Quelhöhe beträgt bei allen Probestellen 510 Meter; alle Berechnungen erfolgten auf der Grundlage von Frühjahrswerten; zu den Nutzungsvariablen und Quelhöhen siehe Anhang, Tabelle D).

Probestelle	Struktur- index	Nutzungs- index	<i>observed value</i>	<i>predicted values</i>		<i>residuals</i>	
			EQIM ₂	Struktur	multiple Regr.	Struktur	multiple Regr.
WaB_PS1	0,81	0,90	0,72	0,81	0,75	0,09	0,03
WaB_PS2	0,53	0,74	0,62	0,53	0,61	0,08	0,01
WaB_PS3	0,21	0,34	0,45	0,21	0,38	0,25	0,07
WaB_PS4	0,22	0,19	0,43	0,22	0,34	0,22	0,09
WaB_PS5	0,22	0,09	0,28	0,22	0,31	0,06	0,04
Mittelwert						0,14	0,05

5.3 Verteilungsmuster von Taxa

Wie die Ergebnisse des vorangegangenen Kapitels gezeigt haben, lassen sich die *observed values* des EQIM₂ durch eine Kombination aus Struktur- und Nutzungsdaten erklären. Der Einfluss des in diesem Beispiel weitgehend naturnahen Einzugsgebietes reicht offenbar noch eine gewisse Strecke in den Siedlungsbereich hinein, der strukturell deutlich beeinträchtigt ist. Aus der Verteilung von Arten entlang der fünf Probestellen lassen sich bestimmte Schlüsse auf abiotische Bedingungen ziehen: so drücken einige der Taxa längszonale Unterschiede aus, die auf der Strecke von knapp 3½ Kilometern zwischen PS1 und PS5 bereits hervortreten, andere sind Belege für die morphologische Verarmung des Ökosystem innerhalb der Siedlung und ein Teil von ihnen manifestiert den nachgewiesenen Einflussfaktor »Landnutzung im Einzugsgebiet«. Für jeden dieser Aspekte sollen im Folgenden exemplarische Verteilungsmuster von Arten bzw. höheren Taxa vorgestellt werden. Wenn nicht anders angegeben, stammen die Angaben zur Autökologie aus der im AQEM-Projekt entwickelten Faunadatenbank, die u. a. auf Grundlage der Angaben von MOOG (1995) und SCHMEDITJE & COLLING (1996) erstellt wurde und weiter fortgeführt wird. Die folgenden Ausführungen beschreiben die Ergebnisse in der Verteilung ausgewählter Taxa, unter den oben genannten Aspekten, beinhalten aber zugleich auch taxa-spezifische Erläuterung, die einen Teil der Diskussion vorwegnehmen. Eine inhaltliche Trennung auf die verschiedenen Kapitel wurde aus didaktischen Gründen verworfen.

5.3.1 Längszonale Aspekte

Abbildung 27 zeigt die Verteilung von vier Arten exemplarisch für den Einfluss längszonaler Veränderungen zwischen den Probestellen. *Gammarus fossarum* nimmt kontinuierlich in ihrer Abundanz ab und ist überwiegend vom Krenal bis ins Metarhithral verbreitet, wo sie dann von ihrer Schwesterart *G. pulex* abgelöst wird; die Abschnitte PS4 und PS5 dürften sich daher bereits im Bereich des Metarhithrals befinden. *Ecdyonurus torrentis* kann als eine eher wärmeliebende Art bezeichnet werden, die vermehrt in größeren Mittelgebirgsgewässern anzutreffen ist und von daher im Längskontinuum unterhalb von *Ecdyonurus venosus* verbreitet ist; sie wird zu 80 % für die Abschnitte Meta- bis Hyporhithral eingestuft. Die Literaturangaben zur Verbreitung von

Anomalopterygella chauvinia streuen sehr weit und reichen von hochgelegenen Gebirgsbächen (TOBIAS & TOBIAS, 1985) über Hochgebirgs- und Bergbäche bis hin zu kleineren Flüssen (PITSCH, 1993). Von ihren Einstufungswerten entspricht sie, wie auch *Rhyacophila nubila*, der zuvor beschriebenen Art. *R. nubila* wird von PITSCH (1993) als typische Unterlaufart beschrieben. Weitere Beispiele für Arten, die längszonale Aspekte an den Probestellen am Waldbach indizieren, sind *Baetis lutheri*, *Paraleptophlebia submarginata*, *Halesus radiatus*, *Hydropsyche angustipennis* und *H. siltalai*.

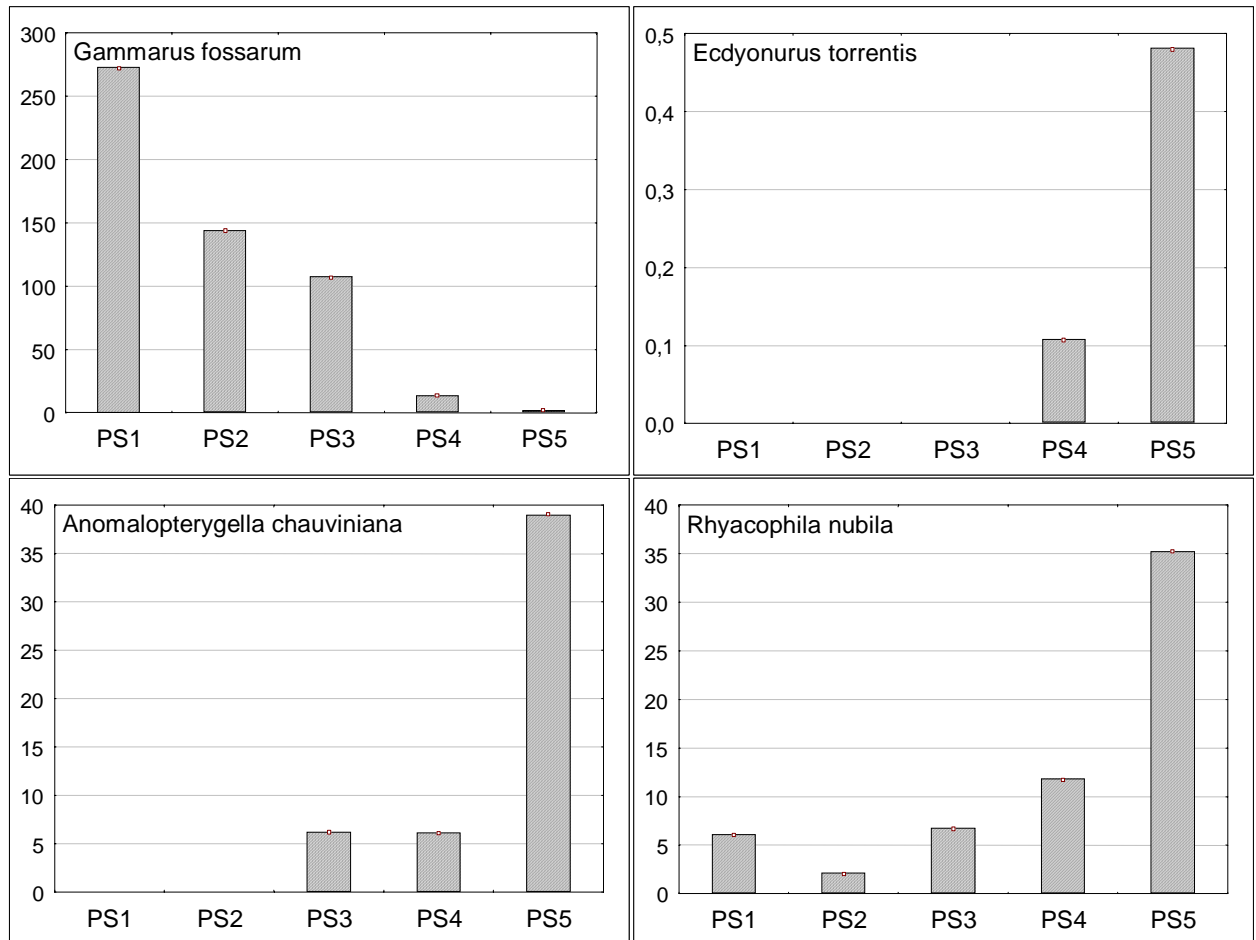


Abbildung 27: Verteilung ausgewählter Arten unter Berücksichtigung längszonaler Aspekte (alle Angaben in Individuen pro Quadratmeter).

5.3.2 Gewässermorphologische Aspekte

Die folgenden Ausführungen nehmen Bezug auf die Abbildung 28 dargestellten Taxa und zielen primär auf die Veränderungen hinsichtlich der Besonnung und dem Vorkommen von Makrophyten ab. Alle dargestellten Taxa zeigen ihre größten Abundanzen an den Abschnitten im Siedlungsbereich. Als typische Weidegänger kommen insbesondere Arten der Gastropoda verstärkt in offenen, besonnten Gewässern vor und sind somit, im Falle von Mittelgebirgsbächen, in ihrem Vorkommen auf die »Mithilfe« des Menschen angewiesen. *Baetis rhodani* ist in allen deutschen Fließgewässertypen weit verbreitet und stellt damit eine der stetigsten und häufigsten Arten unter den aquatischen Wirbellosen dar. Dennoch zeigte sich, dass ihre Abundanz gerade in gestörten Abschnitten deutlich ansteigt. Sie ernährt sich teilweise als Weidegänger und hält sich

unter anderem auf moosbedeckten Steinen oder im Bereich fädiger Algen auf. Am untersuchten Abschnitt des Nahmer Baches, dessen Sohle mit einer lückenlosen Schicht aus glatten Pflastersteinen gefliest ist, war *B. rhodani* eine der wenigen vorkommenden Arten und stellte nahezu 20 % aller Individuen. Ähnliches gilt für die ubiquitären Arten der Ephemerellidae (*Ephemerella mucronata* und *Serratella ignita*), welche ebenfalls weit verbreitet sind, sich im Falle beschatteter Gewässern in kleinen bis mäßig großen Populationen zwischen den Steinen aufhalten und bei auftretenden Störungen, vor allem wenn diese einhergehen mit einer Zunahme von Makrophyten, deutlich in der Abundanz zunehmen. Alle drei Arten sind mit etwa 50 % als Weidegänger sowie zu 50 % als Besiedler des Phytals ausgewiesen und haben demnach eine Präferenz für offene, vegetationsreiche Gewässer. Weitere Degradationszeiger sind die Taxa *Pisidium* sp., *Physa fontinalis*, *Physella acuta*, *Micrasema longulum* und *Polycentropus flavomaculatus*.

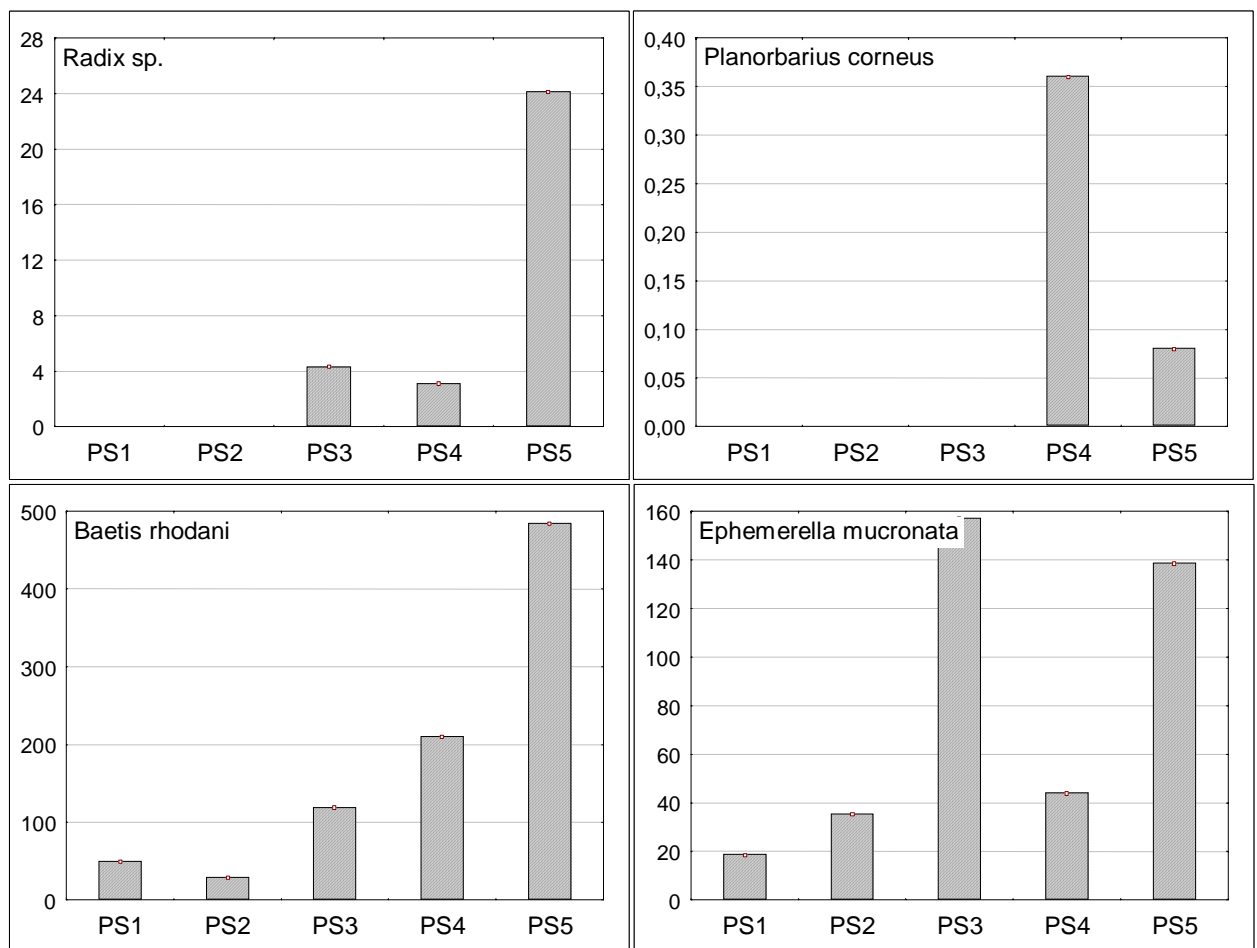


Abbildung 28: Verteilung ausgewählter Arten unter Berücksichtigung gewässermorphologischer Aspekte (alle Angaben in Individuen pro Quadratmeter).

5.3.3 Einfluss des Einzugsgebiets

Die in Abbildung 29 dargestellten Taxa weisen allesamt besondere Ansprüche an ihre Umwelt auf, einige von ihnen sind ausgesprochen stenök bezüglich einzelner Faktoren. Sie sind daher primär an den naturnahen Abschnitten präsent, kommen jedoch auch an einigen Abschnitten innerhalb der Ortschaft oder auch im gesamten Siedlungsbereich vor. Die meisten dieser Taxa –

neben den hier dargestellten können mindestens 10 weitere Taxa identifiziert werden – sind im Deutschen Faunaindex mit dem Indikatorwert +2 ausgewiesen, die übrigen mit dem Indikatorwert +1; drei Viertel von ihnen wurden als Indikatoren für Gewässer der Gruppe C eingestuft (dies waren Gewässer mit einer durchgehend guten bis sehr guten ökologischen Qualität und folglich einem weitgehend naturnahen Einzugsgebiet – siehe hierzu Kapitel 0, ab Seite 77).

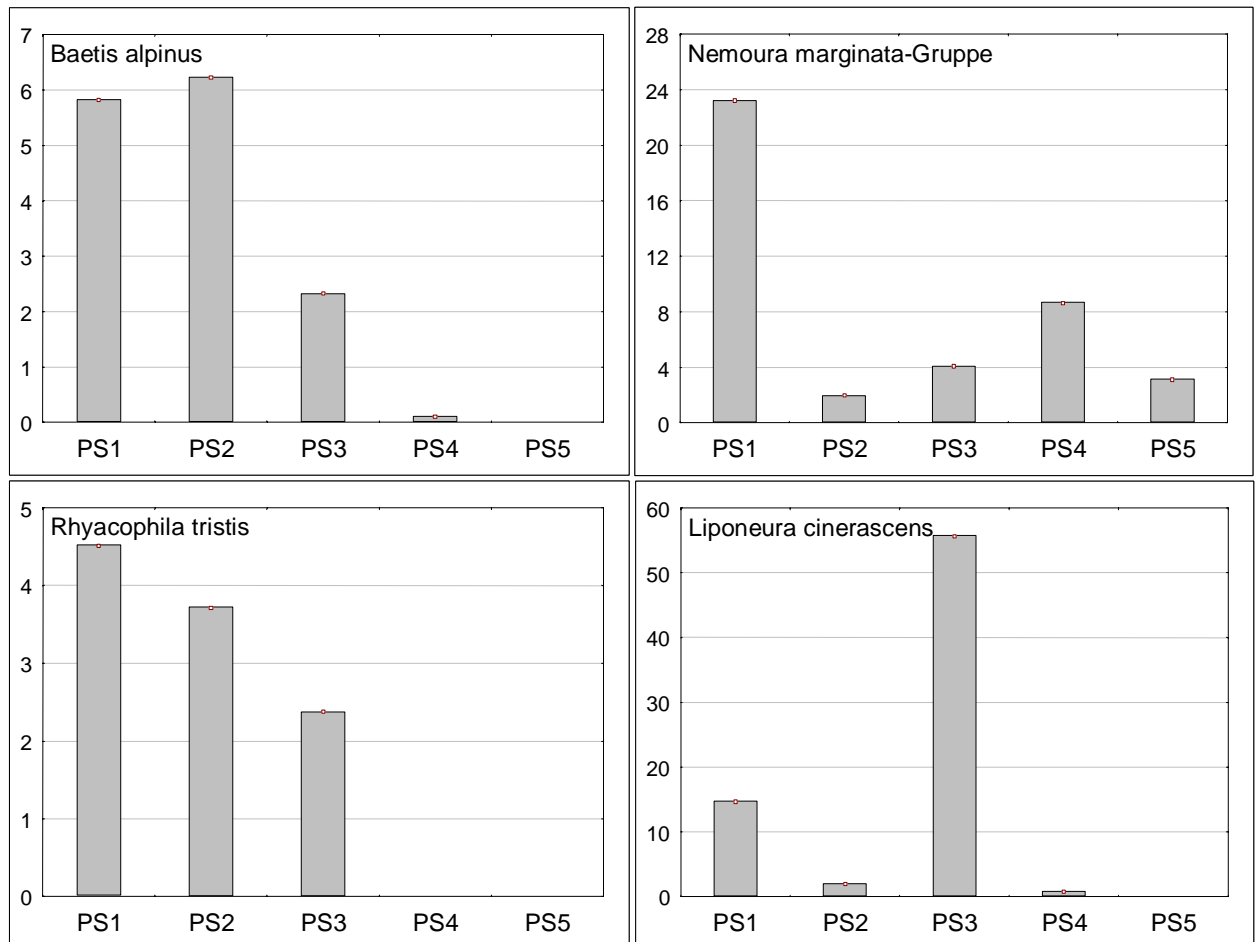


Abbildung 29: Verteilung ausgewählter Arten unter Berücksichtigung von Einflüssen aus dem Einzugsgebiet (alle Angaben in Individuen pro Quadratmeter).

Baetis alpinus hat ihren Schwerpunkt im Epirhithral; übereinstimmend stufen einige Autoren die Art als kaltstenotherm ein, die zudem gebunden sei an starke Strömung und einen hohen Sauerstoffgehalt (BELFIORE, 1983; BRAUKMANN, 1987; BAUERNFEIND, 1990; MARTEN et al., 1994). Die Arten der *Nemoura marginata*-Gruppe werden im Gebiet im Wesentlichen vertreten durch *N. marginata*, *N. cambrica* sowie *N. flexuosa*. Sie alle sind typische Bewohner von Quellbächen und Bachoberläufen, wobei das Verbreitungsgebiet von *N. marginata* bis hinauf in glaziale Abschnitte reicht und *N. flexuosa* am weitesten bachabwärts vorkommt, mit einem Schwerpunkt im Metarhithral; ebenfalls eine typische Art krenaler bis epirhithraler Gewässerabschnitte ist *Rhyacophila tristis*. Ausgesprochen anspruchsvoll sind alle Arten der Gattung *Liponeura*; sie benötigen sehr sauberes, kaltes sowie stark turbulent-strömendes Wasser. Dort halten sie sich mit ihrem Bauchsaugnäpfen an Steinen fest und weiden Kieselalgen vom Untergrund ab (SCHMEDTJE & ZWICK, 1992). Weitere Taxabeispiele sind *Dinocras cephalotes*, *Protonemura* sp., *Esolus angustatus*, *Glossosoma conformis*, *Hydropsyche dinarica*, *Philopotamus montanus* und *Sericostoma* sp.

5.4 Diskussion

5.4.1 Validierung

Die Anwendung der in den Kapiteln 1 und 1 gewonnenen Erkenntnisse auf die zusätzlichen Probestellen am Waldbach stellen insgesamt eine Bestätigung der entsprechenden Ausführungen dar. So ergaben sich bezüglich der Probestellen PS1, PS2 und PS5 plausible und nachvollziehbare Bewertungsergebnisse; insbesondere die an PS1 durchgeführten zweimaligen Beprobungen führten zu Indizes, die auf ein stabiles System schließen lassen. Die Differenzen zwischen den Aussagen der Struktur und denen der Biologie an PS3 und PS4 werden auf andere Ursachen zurückgeführt, die thematisch mit den Untersuchungen zum Einfluss von Einzugsgebieten behandelt wurden. Das diesbezüglich angewandte Modell konnte die mittleren Abweichungen zwischen Theorie (Strukturindex) und Praxis (EQIM₂) deutlich von 0,14 auf 0,05 verringern (siehe Tabelle 45, Seite 120) und bestätigte damit die aufgedeckten Zusammenhänge. Inwieweit dies Konsequenzen hat für die ökologische Bewertung von Gewässerabschnitten innerhalb von Siedlungen wird zentrales Thema des nachfolgenden Kapitels sein.

5.4.2 Verschleppung von Zuständen

In der Gewässertypologie existiert der Begriff der »Verschleppung«. Damit ist gemeint, dass im Übergangsbereich verschiedener Naturräume oder unterschiedlicher geologischer Einheiten Gewässerabschnitte anzutreffen sind, die noch Eigenschaften derjenigen geomorphologischen Einheit besitzen, die das Gewässer bereits »verlassen« hat. Ursache hierfür ist primär die Fließbewegung des Wassers, die dafür verantwortlich ist, dass Eigenschaften aus geomorphologischen Räumen aus diesen hinaus transportiert werden – dies können physikalisch-chemische Eigenschaften sein oder auch die Korngrößenverteilung im Bereich der Sohle, die entscheidend ist für die Definition der einzelnen Gewässertypen innerhalb eines Naturraumes. Der Einfluss des Einzugsgebietes auf Biozönosen beschreibt letztlich das gleiche Phänomen – ein spezieller Aspekt dieser Thematik ist dabei die im Ergebnisteil angesprochene »Verzögerung« der biologischen Antwort auf strukturelle Defizite, insbesondere wenn es darum geht, die Veränderungen in der Biozönose entlang einer Fließstrecke innerhalb einer Siedlung zu verfolgen. Das Besondere an dieser Situation ist, dass die strukturelle Qualität über eine in der Regel längere Strecke auf einem zumeist gleichbleibend niedrigen Niveau verharrt. Wenn in solchen Fällen zusätzlich die Situation eines qualitativ guten Einzugsgebietes gegeben ist, welches eine positive Wirkung auf die Biozönose ausübt, lässt sich verfolgen, wie schnell und in welchem Maße dieser Einfluss innerhalb einer Siedlung abnimmt.

Die nach Tabelle 44 (Seite 119) auftretenden Differenzen zwischen Struktur und Biologie konnten nach Einbezug der Landnutzung zu einem großen Teil ausgeglichen werden. Die Landnutzung spielt folglich eine für die Biozönose mitentscheidende Rolle; wie aus unten stehender Tabelle ersichtlich ist, nehmen die Waldanteile von PS1 nach PS5 deutlich ab, die Anteile bebauter Flächen hingegen deutlich zu. Die *predicted values* aus der multiplen Regression, die diese Einflüsse berücksichtigt, liegen relativ dicht an den *observed values* des EQIM₂. Mit »Verzögerung der biologischen Antwort« ist gemeint, dass die biozönotische Bewertung an den Fließstrecken am Ortsrand (PS3) und in der Ortsmitte (PS4) um mehr als eine Klassenbreite von den Werten des Strukturindex nach oben abweicht, und erst an PS5 auf einen Wert zurückgeht, dessen Differenz zum Strukturindex im Bereich der *residuals* von PS1 und PS2 liegt. Der Einfluss strukturell verarmter Verhältnisse schlägt sich somit erst nach etwa 1 km Fließstrecke innerhalb des Siedlungsbereichs auf das Bewertungsergebnis nieder. Etwa 100 Meter weiter unterhalb verlässt das Gewässer den Siedlungsbereich.

Tabelle 45b: Gegenüberstellung von Bewertungsergebnissen und Modellwerten (unter Angabe weiterer Parameter: Quellentfernung, Landnutzungen, Abweichungen zwischen Modell und Beobachtung).

Probestelle	Quell- entfernung	Nutzungsanteile				Modelle und Beobachtung				
		Kategorie 1		Kategorie 3		<i>predicted values</i>		<i>observed value</i>	<i>residuals</i>	
		LOCAL	AREA	LOCAL	REACH	Struktur	multiple Regression	EQIM ₂	Struktur	mult. Regr.
WaB_PS1	4,3	0,00	0,00	0,55	0,63	0,81	0,75	0,72	0,09	0,03
WaB_PS2	5,0	0,00	0,00	0,16	0,58	0,53	0,61	0,62	0,08	0,01
WaB_PS3	6,6	0,18	0,01	0,00	0,19	0,21	0,38	0,45	0,25	0,07
WaB_PS4	7,2	0,51	0,02	0,00	0,18	0,22	0,34	0,43	0,22	0,09
WaB_PS5	7,7	0,74	0,03	0,00	0,18	0,22	0,31	0,28	0,06	0,04

Die kausalen Ursachen, die für dieses Phänomen verantwortlich sind, wurden im Kapitel 4.4.3 (ab Seite 108) exemplarisch behandelt. Vom Prinzip sind es vergleichbare Ursachen zu denen, die auch für die Verschleppung eines Gewässertyps in eine andere Region verantwortlich sind, initiiert durch die gerichtete Bewegung des Wassers. Die Träger der Eigenschaften sind physikalisch-chemischer Natur (u. a. Temperatur, Strömungsgeschwindigkeit) sowie partikulären Ursprungs (Sedimente). Ein Faktor, der zusätzlich als biologische Einflussgröße wirkt, und der in seiner Bedeutung hier nur angerissen werden kann, ist der der organismischen Drift, wobei hier weniger an die Zufallsdrift, sondern vielmehr an Verhaltens- oder Verteilungsdrift gedacht ist. Diese Formen stellen ein nicht zu unterschätzendes Besiedlungspotential dar und geben den Einzugsgebieten die Rolle einer Organismenquelle (vergleiche Ausführungen zum Begriff der Metapopulation in Kapitel 4.4.4), aus der die Individuen mit der Strömung auch in strukturell verarmte Abschnitte eingetragen werden können und dort, bei Vorhandensein passender Nischen, beispielsweise in Form reliktiert vorhandener Sonderhabitate, in der Lage sind, kleine Populationen aufzubauen, sofern die abiotischen Bedingungen bestimmte Grenzen nicht überschreiten. Die ökologische Bedeutung der organismischen Drift war in der Vergangenheit Zielobjekt diverser Untersuchungen, und wurde zumeist über das Aussetzen künstlicher Substrate ermittelt (WILLIAMS & HYNES, 1976; MACKAY, 1992). Zwischen 40 % und 80 % der besiedelnden Organismen stammten demnach aus der Drift, die übrigen aus Aufwärtswanderung, vertikaler Aufwärtsbewegung oder Einflug. Auch wenn die Ergebnisse nicht identisch übertragbar sind, weil es sich im vorliegenden Fall nicht um, im Sinne der Besiedlungssukzession, aktuell gestörte Flächen handelt, zeigen sie zumindest das Potential, welches der Drift innewohnt. Dabei wird angenommen, dass bis zu 14 % der benthischen Lebensgemeinschaft in der Drift angetroffen werden kann (dieser Wert wird für *Plectrocnemia conspersa* angegeben); ein Durchschnittswert für die Driftdichte liege bei 100 Organismen pro Kubikmeter.

6 Zusammenfassung

6.1 Bewertungssystem

Ende des Jahres 2000 wurde auf europäischer Ebene die Wasserrahmenrichtlinie verabschiedet. Dieser Schritt stellte gewissermaßen einen initialen Antrieb für zahlreiche Aktivitäten auf wissenschaftlicher, politischer und behördlicher Seite dar. So mussten u. a. das Wasserhaushaltsgesetz wie auch die Landeswassergesetze entsprechend geändert, Flussgebiete sowie behördliche Verantwortlichkeiten definiert, Fließstrecken zu Wasserkörpern zusammengefasst sowie Messstellen für das operative Monitoring festgelegt werden. Was jedoch unabdingbare Voraussetzung für die praktische Umsetzung eines überwiegenden Teiles der Richtlinie war, musste vielfach erst noch erarbeitet werden – die Rede ist von denjenigen Systemen, mit denen die Bewertung der aquatischen Ökosystemen erfolgen sollte; zum damaligen Zeitpunkt gab es für keine der Organismengruppen und für keinen der Wasserkörper²⁰ entsprechende Berechnungsroutinen.

Mit der vorliegenden Arbeit wird ein Bewertungssystem vorgestellt, das in der Lage ist, mit Hilfe des Makrozoobenthos Gewässerabschnitte des deutschen Fließgewässertyps 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche) mittels eines multimetrischen Verfahrens ökologisch zu klassifizieren. Zu diesem Zweck wurde zunächst auf multivariatem Weg ein Strukturindex entwickelt, der die morphologische Qualität der jeweils beprobten Gewässerabschnitte indizieren und damit die subjektiv vergebene, fünfstufige Voreinstufung durch eine kontinuierliche Maßzahl nachvollziehbar ablösen konnte. Parallel dazu wurde eine Vielzahl biologischer Kenngrößen (Metriks) berechnet, um die Biozönose an den untersuchten Gewässerabschnitten in möglichst vielen inhaltlichen Ausprägungen zu charakterisieren. Die Metriks wurden einem inhaltlichen wie qualitativen Filterprozess unterzogen, an dessen Ende von den etwa 250 ursprünglich berechneten Kenngrößen lediglich 18 verblieben. Ein wichtiges Kriterium war dabei stets der möglichst direkte Bezug zu strukturellen Aspekten; so wurden jeweils nur solche Metriks ausgewählt, die eine hohe Korrelation zum Strukturindex aufwiesen. Der letzte Schritt des gesamten Filterprozesses bestand darin, verschiedene Kombinationen der verbliebenen Metriks auf ihre Eignung hin zu überprüfen. Während die Korrelationen der Metriks zum Strukturindex im Bereich zwischen 0,30 und 0,70 lagen, erreichten die Kombinationen aus jeweils 6 Metriks Werte von bis zu 0,85. Die Aussagen der einzelnen Kenngrößen verstärkten sich somit gegenseitig und stellen damit einen der wesentlichen Vorteile multimetrischer Systeme dar. Ein weiteres Vorteil äußert sich darin, dass mögliche Ausfälle einzelner Metriks durch die übrigen Bausteine abgefangen werden; Hintergrund dessen ist die Tatsache, dass in Ausnahmefällen Metriks von ihrem »normalen« Verhalten abweichen können und somit keine begründeten Aussagen über die Biozönose mehr zulassen – demgegenüber ist ein Set mehrerer Metriks in der Lage, derlei Ausfälle auszugleichen.

Das abschließend ausgewählte System besteht aus sechs so genannten *core metrics* aus den Metrikgruppen Zusammensetzung, Toleranz, Vielfalt und Funktionen (die funktionalen Metriks decken dabei drei unterschiedliche Gilden ab). Im Einzelnen besteht das System aus den folgenden Metriks: Anteil Plecoptera (bezogen auf ihre Abundanz), Deutscher Faunaindex (Integration typspezifischer Taxa), Diversität (nach Margalef), Anteil der Präferenzen für krenale Abschnitte (Summe aus Eu- und Hypokrenal), Anteil Phytalbesiedler sowie Anteil Detritus- und Sedimentfresser. Der aus dem Bewertungssystem resultierende Index wird mit dem Akronym EQIM₂ bezeichnet (ecological quality index using macroinvertebrates).

²⁰ Der Begriff »Wasserkörper« ist in der Wasserrahmenrichtlinie anders definiert als bei den deutschen Wasserbehörden. Er ist von übergeordneter Bedeutung und beschreibt die Summe aller Wasservolumina. Unterschiedliche Arten von Wasserkörpern sind demnach Fließgewässer, Stillgewässer, Übergangs- und Küstengewässer sowie das Grundwasser.

Zur Erhöhung der Stabilität von Bewertungsergebnissen sowie der Integration verschiedener saisonaler Ausprägungen der Biozönose wird vorgeschlagen, zwei Probenahmen im Jahr durchzuführen (Frühjahr und Herbst) und die Indexwerte anschließend zu mitteln. Dies führt zu einer größeren Übereinstimmung zwischen Strukturindex und EQIM₂ und damit zu plausibleren, nachvollziehbareren Resultaten ($R^2 = 69\%$). Bedeutung und Aussage der einzelnen *core metrics* wurden eingehend diskutiert, die Bedeutung einer standardisierten Probenahme als Voraussetzung für untereinander vergleichbare Ergebnisse hervorgehoben sowie die notwendigen Mindestanforderungen an die standardisierte Methode erläutert.

6.2 Einzugsgebiet

Trotz einer hohen Übereinstimmung zwischen der Eichgröße »Strukturindex« und dem letztlich maßgeblichen Bewertungsindex traten Differenzen zwischen diesen Größen auf, die zunächst nicht erklärbar waren. Unter Berücksichtigung der Lage der entsprechenden Probestellen unterhalb sehr naturnaher bzw. stark überformter Flächen wurde die Hypothese aufgestellt, dass die Qualität von Einzugsgebieten mittels Fernwirkung in positiver wie auch negativer Richtung Biozönosen beeinflusst und daher als Grund für die auftretenden Abweichungen in Frage käme.

Ein verbreitetes Mittel zur Überprüfung der Zusammenhänge zwischen Umweltvariablen verschiedener Größenskalen sowie zwischen Umweltvariablen und biologischen Kenngrößen ist das der multiplen Regression. Dabei wird versucht, eine abhängige Größe, die auch als *observed value* bezeichnet wird (in diesem Fall der EQIM₂), durch mehrere unabhängige Größen (hier: Umweltvariablen zur Struktur und Landnutzung) mathematisch ausdrücken. Die aus der Formel errechneten, modellhaften Werte werden als *predicted values* bezeichnet und anschließend mit den *observed values* verglichen. Ziel ist es, die Differenzen zwischen beiden Wertelisten möglichst klein zu halten. Die Anzahl der in die Berechnung zu integrierenden Variablen ist dabei in starkem Maße abhängig von der Anzahl vorhandener Probestellen; aus diesem Grund war es nicht möglich, auf direktem Wege eine Beziehung zwischen Umweltvariablen und EQIM₂ nachzuweisen. Es wurde daher zunächst ein Nutzungsindex entwickelt, der die vorhandenen drei Nutzungsarten dreier unterschiedlicher räumlichen Skalen in einem Wert zusammenfasst. Mit diesem sowie dem Strukturindex und der mittleren Quellhöhe wurde eine multiple Regression durchgeführt, die das Bestimmtheitsmaß von ursprünglich 78 % auf knapp 90 % erhöhte sowie die verbleibenden Differenzen zwischen Modell und Bewertungsindex im Mittel von 0,10 auf 0,05 halbierte. Danach trägt die Struktur mit 37 %, die Landnutzung mit 31 % und die Quellhöhe mit 22 % zum Bewertungsindex bei. Das Modell wurde mittels eines Verfahrens getestet, das mit dem Begriff der »Eigenvalidierung« benannt wurde; danach sind die Erklärungsanteile von Struktur, Nutzung und Quellhöhe signifikant unterschiedlich und weisen in ihren Kenngrößen Unsicherheiten im Mittel von 6,5 % auf.

In einem weiteren Schritt wurde die Beziehung zwischen Nutzungsindex und den neun Nutzungsvariablen ermittelt: diese setzen sich aus drei verschiedenen Nutzungskategorien (Siedlungsfläche, landwirtschaftliche Fläche, Waldfläche) sowie aus drei Größenskalen zusammen. Dazu wurden die Landnutzungen sowohl flächenhaft im gesamten Einzugsgebiet (Kategorie AREA) als auch linienhaft entlang des Gewässers (Kategorien REACH und LOCAL) ermittelt. Die eindimensionalen Variablen geben dabei an, welche Anteile an der gesamten Fließstrecke innerhalb der einzelnen Nutzungsflächen liegen, zum einen bezogen auf die gesamte Fließstrecke der wichtigsten Zulaufe (Kategorie REACH), zum anderen bezogen auf die Strecke bis zu zwei Kilometer oberhalb der Probestelle (Kategorie LOCAL). Die Vorauswahl und damit die Eingrenzung der Anzahl an Variablen für die anschließende multiple Regression erfolgte mittels einfacher Korrelation; demnach sind Wald- und Siedlungsflächen im unmittel-

baren Umfeld der Fließstrecken zu mehr als 60 % mit dem Nutzungsindex korreliert, landwirtschaftliche Flächen dagegen mit maximal 34 %. Die Kombination der vier bedeutsamsten Nutzungsvariablen (Siedlungsflächen bezüglich der Kategorien LOCAL und AREA sowie Waldflächen bezüglich der Kategorien LOCAL und REACH) ergab einen Erklärungsanteil von 99 % am Nutzungsindex. Damit vertreten diese vier Variablen die Nutzungssituation im Einflussbereich eines Gewässersystems und können somit stellvertretend für dieses behandelt werden. Ein entsprechendes Verfahren wurde bezüglich der Struktursituation an den untersuchten Gewässerabschnitten durchgeführt; danach erklären die vier Parameter »Uferlinie mit Gehölzbestand«, »Eintiefung«, »Uferlinie ohne Befestigung« und »Laubwaldanteil in der Aue« in der Summe etwa 94 % der Varianz im Strukturindex.

Gemäß der vorliegenden Untersuchung wirken Strukturen und Nutzungen auf einem vergleichbaren hohen Niveau, Strukturen wirken in direkter Weise auf die Verteilung von Organismen, Nutzungen mittelbar in Form modifizierender Faktoren. Zur Abschätzung der Gründe für eine vorhandene Degradation, die durch eine Biozönose indiziert wird, ist es ausreichend, neben der lokalen Situation, die anhand weniger Parameter beschrieben werden kann, primär die Landflächen entlang der Fließstrecken zu betrachten.

6.3 Verschleppung

Für ergänzende Untersuchungen wurden fünf Probestellen im Längskontinuum eines weiteren Gewässers besammelt, der in seinem Einzugsgebiet nahezu vollständig bewaldet, im unteren Abschnitt dagegen aufgrund seiner Lage in einer Ortschaft stark überformt ist. Die oberen beiden Probestellen befanden sich im naturnahen Abschnitt, die übrigen Stellen innerhalb der Ortschaft. Der Strukturindex vollzieht den markanten Wechsel beim Übertritt des Gewässers in den Siedlungsbereich nach, der EQIM₂ weist gewisse Differenzen zu diesem auf, die jedoch an den ersten beiden Stellen innerhalb der Siedlung besonders groß sind und mehr als eine ökologische Zustandsklasse ausmachen. Nach der zusätzlichen Berücksichtigung von Landnutzung und Quellschöpfung gemäß des aus der multiplen Regression hervorgegangenen Modells verringerten sich die Differenzen im Mittel auf knapp ein Drittel ihres Wertes. Der Einfluss des Einzugsgebietes war somit auf den ersten hundert Metern innerhalb des Ortes noch messbar und ging erst nach einer Fließstrecke von etwa einem Kilometer soweit zurück, dass Strukturindex und EQIM₂ etwa vergleichbare Werte indizierten. Dieses Phänomen wurde verglichen mit dem Effekt, dass Fließgewässertypen außerhalb ihres eigentlichen Naturraumes auftreten können (Verschleppung von Typen), die organismische Drift kann hierbei als eine Erklärungsursache angesehen werden.

Es ist zu vermuten, dass die insgesamt gewonnenen Erkenntnisse bezüglich der drei Aspekte Bewertungssystem, Einzugsgebiet und Verschleppung in ähnlicher Weise Gültigkeit besitzen für die Fließgewässertypen 5.1, 6 und 7, da deren Biozönosen sich nicht wesentlich von der des Typs 5 unterscheiden.

7 Ausblick

Mit dem Abschluss der zahlreichen Forschungsprojekte sowie weiterer Studien, die das gemeinsame Vorhaben »Bewertung mittels Makrozoobenthos« zum Ziel haben, ist der wichtigste Baustein für eine ökologische Bestandsaufnahme des Zustandes von Fließgewässern gelegt. Was für die nahe Zukunft noch aussteht, ist die Integration der Auen in das Bewertungssystem, wie es die Wasserrahmenrichtlinie vorsieht. Darüber hinaus wäre die Entwicklung eines Fehlermoduls wünschenswert, das Aussagen über die Zuverlässigkeit von Ergebnissen erlaubt, und damit Angaben darüber macht, mit welcher Sicherheit die berechnete Zustandsklasse die tatsächliche Degradation von Gewässerabschnitten widerspiegelt. Um ein solches Modul zu entwickeln bedarf es allerdings an ausgewählten Gewässerabschnitten jeweils einer Vielzahl von Probenahmen, um daraus den Anteil fehleingestufte Klassen zu ermitteln. Das Problem dabei ist die Frage, was in diesem Zusammenhang eine Fehleinstufung ausmacht? Berechnet werden kann lediglich eine Abweichung von einem rechnerischen Mittelwert – die Abweichung von der »wahren Zustandsklasse« zu berechnen wird kaum möglich sein, dazu müsste diese erst einmal bekannt sein. Der Begriff der Wahrheit ist vermutlich abhängig vom Betrachter, je nachdem ob dieser aus der Ökologie, der kommunalen Politik oder der Bevölkerung stammt, und auch innerhalb von Ökologen wird es differierende Ansichten geben. Fehler sollte in diesem Zusammenhang folglich nicht heißen: Fehler im klassischen Sinne in Form einer Differenz zum korrekten Wert, sondern Abweichung vom statistischen Mittel sehr vieler Untersuchungen und auf Grundlage eines Bewertungssystems, auf dessen Anwendung eine Einigung erzielt wurde.

Bezüglich der Bedeutung von Einzugsgebieten gehen die vorgestellten Ergebnisse weiter als die bisher veröffentlichten Studien, jedoch geben auch sie nur einen ersten Einblick in die multiplen Zusammenhänge des Ökosystems Fließgewässer. Primärer Anlass der vorliegenden Untersuchungen war die Erstellung eines Bewertungssystems, woraus sich – gewissermaßen als Nebenprodukt – die Beschäftigung mit der Rolle von Einzugsgebieten ergab. Von daher konnten die angewandten Methoden nicht optimal auf diese neue Fragestellung hin ausgerichtet sein. So war die wichtige Variablengruppe physikalisch-chemischer Parameter gänzlich unbeachtet geblieben (darunter die Temperatur oder sauerstoffsenkend-wirksame Stickstoffverbindungen). Ebenfalls verbessert werden könnte die Erhebung von Nutzungsdaten, sei es in kategorisierender Auflösung landwirtschaftlicher Flächen (Ackerland getrennt von Grünland) oder im Hinblick auf eine effizientere Nutzung GIS-basierter Daten; diese böten zudem die Möglichkeit, weitere Skalen in die Analysen mit einzubeziehen, beispielsweise nicht nur solche in Gewässerlängsrichtung sondern auch orthogonal dazu; insbesondere müssten hier Uferrand- und Gehölzstreifen berücksichtigt werden. Eine weitere Frage geht in die Richtung, ob sich ein kleiner Siedlungsbereich überhaupt nachhaltig auf die Biozönose auswirkt: der am Waldbach gelegene Ort Endorf hatte eine Ausdehnung von lediglich einem Kilometer; eine ähnliche Größenordnung wurde für die Fließstrecke ermittelt, auf der der Einfluss des Einzugsgebietes noch nachweisbar war.

Wie aus obigen Ausführungen zu ersehen bleibt eine Vielzahl an Fragen nach wie vor unbeantwortet oder hat sich durch die vorliegende Untersuchung erst neu ergeben. Auf eine letzte Frage soll an dieser Stelle noch eingegangen werden: Was ist möglich? Wie kann das Endresultat weiterer Untersuchungen in dieser Richtung aussehen? Das reduzierte Modell stellt bereits direkte Beziehungen zwischen biozönotischer Bewertung und einzelnen Struktur- bzw. Nutzungsvariablen her; auf Grundlage dieser Zusammenhänge ließen sich geeignete Diagramme erstellen, anhand derer mittels weniger Eingangsgrößen ein Schätzwert für die ökologische Qualität eines Gewässerabschnittes abgelesen werden könnte. Die folgende Abbildung zeigt ein stark vereinfachtes Diagramm einer möglichen Anwendung – es werden dort lediglich vier der insgesamt neun Variablen abgebildet. Mittels der dargestellten Kennlinien und unter Kenntnis der notwendigen Größen (hier: Anteil Waldfläche, Anteil Siedlungsfläche und mittlere Quell-

höhe) ist es möglich, einen Schätzwert für die ökologische Qualität abzulesen. Zur Vereinfachung wurde die strukturelle Qualität pauschal auf den Wert 1 gesetzt. Das Set dickerer Kennlinien berücksichtigt Quellhöhen von etwa 300 Metern, das Set dünnerer Linien solche von 600 Metern.

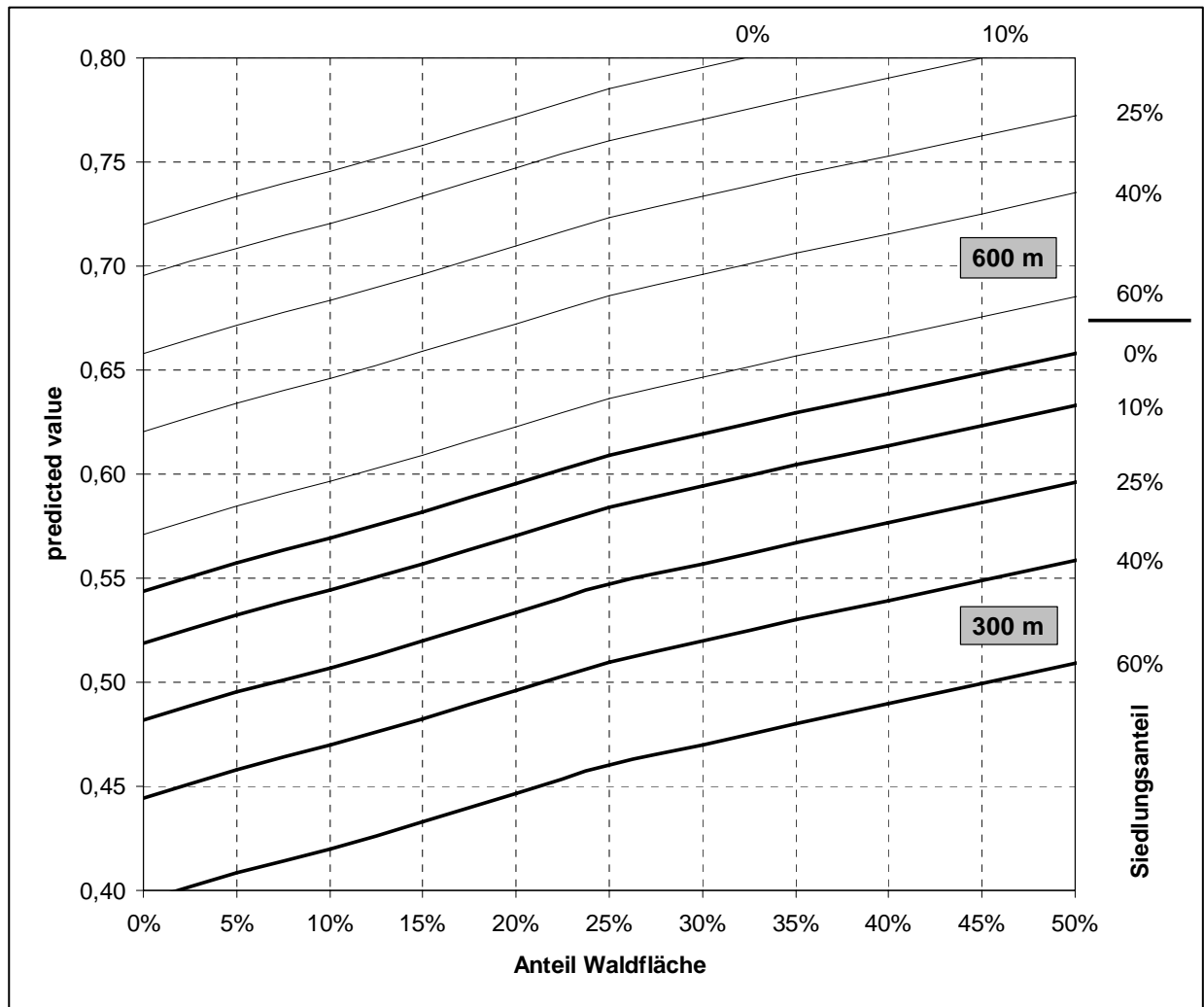


Abbildung 30: Darstellung von Kennlinien zur Gewinnung von Schätzgrößen für die biozönotische Bewertung.

Fließgewässer stellen äußerst komplexe Systeme dar, und selbst die Beschränkung auf die rein abiotische Ebene sowie deren Interaktionen mit einer biozönotisch begründeten Bewertungsmaßzahl, durch die die Vielfalt der Organismen lediglich anhand einer einzigen Größe in einem solchen Modell repräsentiert wird, bringt es mit sich, dass für ein vollständiges Verständnis unzählige von Datensätzen geeigneter Gewässerabschnitte nötig wären. Mit den hier vorgestellten Untersuchungen und ihren Ergebnissen konnte ein nicht unerheblicher Teil zu diesem Verständnis beigesteuert werden.

Zumeist hält die Politik bezüglich konkreter Konflikte oder Probleme nicht das, was man sich jeweils zu Beginn von ihr erhofft hatte. Nachdem zumindest die meisten der anstehenden wissenschaftlichen Fragen im Bereich der Bewertung von Fließgewässern mittels Makrozoobenthos beantwortet sind, müssen wir wohl abwarten, was das Jahr 2015 für die Qualität von Gewässern bereithält.

Und um zurück zum Anfang zu kommen:

seien wir also weder so unendlich weise noch so töricht zu glauben,
wir wüssten bereits heute um den Zustand der Gewässer von morgen;
lassen wir uns daran arbeiten und uns überraschen.

8 Literaturverzeichnis

- Allan, J. D., D. L. Erickson & J. Fay (1997): The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to Assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. www.aqem.de
- Armitage P. D., K. Lattmann, N. Kneebone & I. Harris (2001): Bank profile and structure as determinants of macroinvertebrate assemblages, seasonal changes and management. *Regulated Rivers – Research & Management* 17 (4-5): 543-556.
- Barbour M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling (1998) : Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (2nd edn.). EPA841/B/98-010 U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Bauernfeind, E. (1990): Der derzeitige Stand der Eintagsfliegen-Faunistik in Österreich (Insecta: Ephemeroptera). *Verh. Zool.-Botan. Ges. Österreich* 127: 61-82.
- Belfiore, C. (1983):Efemerotti (Ephemeroptera). Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/201; Guide per il riconoscimento delle specie animali delle aque interne Italiane 24, 112 p., Verona.
- Bisson, P. A., R. E. Bilby, M. D. Bryant, C. A. Dolloff, G. B. Grette, R. A. House, M. L. Murphy, K. V. Koski & J. R. Sedell (1987): Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: past, present, and future. In: *Streamside management: forestry and fishery interactions*. Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle.
- Braukmann, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. *Arch. Hydrobiol., Beiheft* 26, 355 S., Stuttgart.
- Briers, R. A. & J. H. R. Gee (2004): Riparian forestry management and adult stream insects. *Hydrology and Earth System Sciences* 8 (3): 545-549.
- Booth, D. B. & C. R. Jackson (1997): Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association* 33: 1077-1090.
- Burmeister, H. (1992): Trichoptera. Informationsberichte d. Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88: 185-227.
- Carter, J. L., S. V. Fend & S. S. Kennelly (1996): The relationships among three habitat scales and stream benthic invertebrate communitiy structure. *Freshwater Biology* 35: 109-124.
- Clarke R. T., J. F. Wiright & M. T. Furse (2003): RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modeling* 160 (3): 219-233.
- Cohn, F. (1853): Über lebende Organismen im Trinkwasser. *Günsberg's Zeitschrift für Klinische Medizin* 4: 229-237.
- Davies, N. M., R. N. Norris & M. C. Thomas (2000) : Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology* 45: 343-369.

- Death, R. G. & M. K. Joy (2004): Invertebrate structure in streams of the Manawatu-Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology* 49: 982-997.
- Feld, C. K. & P. Rolauffs (2005): Zur Erfordernis der taxonomischen Bereinigung (,taxonomical adjustment') als Grundlage für den Vergleich von Taxalisten. *DGL-Tagungsbericht 2004*: 408-412.
- Friberg, N., L. Sandin, M. Furse, S. E. Larsen, R. Clarke & P. Haase (2005): Comparison of macroinvertebrate sampling methods in Europe. *Hydrobiologia* (noch unveröffentlicht).
- Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolauffs & D. Hering (2004a): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica* 34: 349-365.
- Haase, P., S. Pauls, A. Sundermann & A. Zenker (2004b): Testing different sorting techniques in macroinvertebrate samples from running waters. *Limnologica* 34 (4): 366-378.
- Haase, P., A. Sundermann, C. Feld, D. Hering, A. Lorenz, C. Meier, J. Böhmer, C. Rawer-Jost & A. Zenker (2004c): Validierung der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht eines Forschungsprojekts der LAWA, FKZ O3.02.
- Haideckker, A. (2004): The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates – a contribution to the ecological assessment of rivers. Dissertationsschrift an der Universität Duisburg-Essen.
- Hancock, P. J. (2002): Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29 (6): 763-781.
- Johnson, R. K., D. Hering, M. T. Furse & R. Clarke (2005): Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* (noch unveröffentlicht).
- Hynes, H. B. (1975): The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 1-15.
- Jacobs, W. & M. Renner (1988): *Biologie und Ökologie der Insekten*. G. Fischer Verlag, Stuttgart, 690 S.
- Johnson, R. K., W. Goedkoop & L. Sandin (2004): Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology* 49: 1179-1194.
- Jonsson, B. G., N. Kruys & T. Ranois (2005): Ecology of species on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39 (2): 289-309.
- Karr, J. R. & I. J. Schlosser (1977): Impact of nearstream vegetation and stream morphology on water quality and stream biota. EPA 600/3-77-097, Ecological Research Series, Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.
- Karr, J. R. & I. J. Schlosser (1978): Water resources and the land-water interface. *Science* 201:229-234.
- Karr, J. R. & E. W. Chu (1999): *Restoring Life in Running Waters – Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, D.C.

- Kobayashi, S. & T. Kagaya (2005): Hot spots of leaf breakdown within a headwater stream reach: comparing breakdown rates among litter patch types with different macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 50 (6): 921-929.
- Kohl, R. (1994): Untersuchungen zur Ökologie der Köcherfliegen-Larven in Gewässern des Saarlands. *Lauterbornia* 16: 51-67.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1902): Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach einer Flora und Fauna. Mittheilungen aus der Königlichen Prüfanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin, Heft 1: 33-72.
- Küster, H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa – Von der Eiszeit bis zur Gegenwart (Verlag C. H. Beck, München, ISBN 3 406 45357 0), 423 S.
- Lammert, M. & J. D. Allan (1999): Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. LAWA Publikationen »Oberirdische Gewässer und Küstengewässer«.
- Lenat, D. R. (1984): Agriculture and stream water quality, a biological evaluation of erosion control practices. *Environmental Management* 8: 333-444.
- Linke S., R. H. Norris, D. P. Faith & D. Stockwell (2005): ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology* 50: 147-158.
- Lorenz, A., C.K. Feld & D. Hering (2004a): Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologica* 34 (4): 379-389.
- Lorenz, A., D. Hering, C. K. Feld & P. Rolaufts (2004b): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Lorenz, A., L. Kirchner & D. Hering (2004c): ‚Electronic subsampling‘ of macrobenthic samples: how many individuals are needed for a valid assessment result?. *Hydrobiologia* 516: 299-312.
- LUA (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens (Teil 1). Merkblätter des Landesumweltamtes NRW Nr. 16, 237 S.
- MACKAY, R. J. (1992): Colonization by Lotic Macroinvertebrates, A Review of Processes and Patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 617-628.
- Marten, M., W. Hackbart & P. Roos (1994): Zum Verhalten ausgewählter Eintagsfliegen-, Steinfliegen- und Köcherfliegenlarven bei Sauerstoffmangel. *Lauterbornia* 17: 29-39.
- Mehl, D. & V. Thiele (1995): Die ökologische Bewertung von Fließgewässern auf der Basis der Standorttypie – eine Einführung. In: Mehl, D. & V. Thiele: Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. *Nachr. Entomol. Ver. Apollo*, Suppl. 15: 9-18.
- Meier, C., D. Hering, R. Biss, J. Böhmer, C. Rawer-Jost, A. Zenker, P. Haase & F. Schöll (2005): Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, 80 S. Anhang IX zum Abschlussbericht des Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes »Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben« (2004). www.fliessgewaesserbewertung.de

- Meilinger, P., S. Schneider & A. Melzer (2005): The reference index method for the macrophyte-based assessment of rivers – a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *International Review of Hydrobiology* 90 (3): 322-342.
- Meyer, D. (1987): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. AG Limnologie und Gewässerschutz e. V. & Bund für Umwelt und Naturschutz, Hannover, 156 S.
- Milner, A. M. & I. T. Gloyne-Phillips (2005): The role of riparian vegetation and woody debris in the development of macroinvertebrates assemblages in streams. *River Research and Applications* 21 (4): 403-420.
- Minshall, G. W. (1984): Aquatic insect-substratum relationships. In: *The Ecology of Aquatic Insects*, Editors V.H. Resh & D.M. Rosenberg, pp. 358-400, N.Y.
- Moog, O. (1995): Fauna Aquatica Austriaca – A Comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organisms with Ecological Data. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Naiman, R. J., H. Dechamps & M. Pollock (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecol. Appl.* 3: 209-212.
- Ometo, J. P. H. B., L. A. Martinelli, M. V. Ballester, A. Gessner, A. V. Krusche, R. L. Victoria & M. Williams (2000): Effects of land use in water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, Southeast Brazil. *Freshwater Biology* 44: 327-337.
- Podani, J. (2000): Introduction to the Exploration of Multivariate Biological Data. Backhuys Publishers, Leiden.
- Poff, N. L. (1997): Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-409.
- Pitsch, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Sonderheft 8.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross & R. M. Hughes (1989): Rapid Bioassessment protocols for use in streams and rivers – Benthic Macroinvertebrates and Fish. U. S. Environmental Protection Agency, EPA/444/4-89/001.
- Quin, J. M., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford, R. B. Williamson (1997): Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 579-597.
- Richards, C. & G. E. Host (1994): Examining land use influences on stream habitats and macroinvertebrates: a GIS approach. *Water Resources Bulletin* 30 (4): 729-738.
- Richards, C., L. B. Johnson, G. E. Host (1996): Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (Suppl. 1): 295-311.
- Richards, C., R. J. Haro, L. B. Johnson & G. E. Host (1997): Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37: 219-230.
- Rolauffs, P., D. Hering & S. Lohse (2001): Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. *Hydrobiologia* 459: 201-212.

- Rosgen, D. L. (1994): A classification of natural rivers. *Catena* 22: 169-199.
- Roth, N. E., J. D. Allan & D. E. Erickson (1996): Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11: 141-156.
- Roy A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh & J. B. Wallace (2003): Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48: 329-346.
- Sandin, L. (2003): Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. *Ecography* 26: 269-282.
- Sandin, L. & R. K. Johnson (2004): Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology* 19: 501-514.
- Schmedtje, U. (1995): Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken – Beziehungen zwischen der sohnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft, Heft 25, 156 S.
- Schmedtje, U. & M. Colling (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, 543 S.
- Schmedtje, U. & H. Zwick (1992): Diptera. Informationsberichte des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft 2/88: 229-260.
- Sommerhäuser, M. & T. Pottgiesser (2003): Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD – Qualitätskomponente Makrozoobenthos (Stand: Februar 2004). www.wasserblick.net
- Sponseller, R. A., E. F. Benfield & H. M. Valett (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer (2002): Canoco 4.5 – Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide. Biometris, Wageningen and Ceske Budejovice.
- Thorpe, T. & B. Lloyd (1999): The macroinvertebrate fauna of St. Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. *Hydrobiologia* 400: 195-203.
- Tobias, W. & D. Tobias (1993) : Trichoptera Germanica. Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegen. Teil 1: Imagines. Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg Frankfurt a. M.
- Townsend, C. R., C. J. Arbuckle, T. A. Cowl & M. R. Scarsbrook (1997): The relationship between land-use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchical scales approach. *Freshwater Biology* 37: 177-191.
- Townsend, C. R., S. Doledec, R. Norris, K. Peacock & C. J. Arbuckle (2003): The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48: 768-785.
- Vannote R. L. (1980): The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130-137.
- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl & R. Gatti (1997): Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22 (6): 6-12.
- Warmke, S. & D. Hering (2000): Composition, microdistribution and food of the macroinvertebrate fauna inhabiting wood in low-order mountain streams in Central Europe. *International Review of Hydrobiology* 85 (1). 67-78.

- WILLIAMS, D. D. & HYNES, H. B. N. (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.
- Wood, D. L. & R. W. Sites (2002): Submerged rootmats: A mesohabitat harboring a distinct insect community in Ozark streams. *Journal of Freshwater Ecology* 17 (3): 431-440.

Anhang

- Tabelle A.1: Ausgewählte Parameter des AQEM site protocols: Liste mit Codes
- Tabelle A.2: Ausgewählte Parameter des AQEM site protocols: Daten aller Probestellen
- Tabelle A.3: Scores der Bonus- und Malusparameter sowie Strukturindizes
-
- Tabelle B.1: Taxalisten nach taxonomischer Bereinigung (Frühjahr und Sommer)
- Tabelle B.2: Shortcodes: Verzeichnis der Kürzel mit Beschreibung
- Tabelle B.3: Kriterien zur Vorauswahl der Metriks
- Tabelle B.4: Kandidatenmetriks: Werte der Metriks
- Tabelle B.5: Kandidatenmetriks: Autokorrelationen
-
- Tabelle C.1: Einzugsgebiete: beschreibende Parameter
- Tabelle C.2: Gegenüberstellung der *predicted values* zu den *observed values*
- Tabelle C.3: Kenngrößen der Teilmodelle
-
- Tabelle D: Einzugsgebiete: beschreibende Parameter der Probestellen am Waldbach

Tabelle A.1: Liste ausgewählter Parameter des AQEM site protocols (binäre Parameter sind durch den Suffix »_bin«, ursprünglich nicht im site protocol enthaltene Parameter durch den Eintrag »add« in der zweiten Spalte gekennzeichnet; Codes mit Suffix »**« bezeichnen Parameter, die aus einer Mittelwertbildung hervorgegangen sind).

Code		Beschreibung [Einheit]	Code		Beschreibung [Einheit]
		Landnutzung in der Aue (Variablengruppe a30)			Sohlbefestigung (Variablengruppe a80)
a30_1		--- Laubwald [%]	a80_3		--- Steine, ohne Zwischenräume [%]
a30_5		--- offenes Gras- und Buschland [%]	a80_6		--- Steine, mit Zwischenräumen [%]
a30_7		--- natürlicherweise vegetationsfreie Flächen [%]	a80_9		--- fehlend [%]
a30_10		--- Nadelwald [%]	a81_bin		Aufstau [ja/nein]
a30_12		--- Ackerland [%]	a84_bin		Gewässer begradigt [ja/nein]
a30_13		--- Weideland [%]	a85_bin		Totholzräumung [ja/nein]
a30_14		--- gerodete Fläche [%]	a87_1		Eintiefung [m]
a30_15		--- Siedlungsfläche [%]	a92_bin		Eindeichung [ja/nein]
a30_16		--- Industriefläche [%]	a93_bin		Verlust natürlicher Gehölze [ja/nein]
a68		Wassertiefe bei bordvollem Abfluss [m]	a95_bin		punktartige Einleitungen [ja/nein]
a69		Beschattung (Laubbedeckung im Zenit) [%]	a96_bin		diffuse Einleitungen [ja/nein]
a70**	add	mittlere Breite des Ufergehölzstreifens [m]	a97_bin		Regenüberläufe [ja/nein]
		Gerinneform (Variablengruppe a71)	a98_bin		Eutrophierung [ja/nein]
a71_3_bin		--- verzweigt [ja/nein]			Substratabschätzung (Variablengruppen a103 / a104)
a71_4_bin		--- geschlängelt [ja/nein]	a103_1		--- hygropetrische Flächen [%]
a71_6_bin		--- künstlich begradigt [ja/nein]	a103_2		--- Megalithal >40cm [%] X
a73_bin		Stillgewässer in der Aue [ja/nein]	a103_3		--- Macrolithal >20cm to 40cm [%] X
a74+75	add	Anzahl von Totholzstämmen & Genisten [n]	a103_4		--- Mesolithal >6cm to 20cm [%] X
a76**	add	Uferlinie mit Gehölzbestand [%]	a103_5		--- Microlithal >2cm to 6cm [%] X
		Uferbefestigung (Variablengruppe a79)	a103_6		--- Akal >0.2cm to 2cm [%] X
a79_1**	add	--- Beton [%]	a103_7		--- Psammal / Psammopelal [%] X
a79_4**	add	--- Holz [%]	a103_8		--- Argyllal <6µm [%]
a79_6**	add	--- Steine, mit Zwischenräumen [%]	a104_2		--- Algen [%]
a79_7**	add	--- Steine, ohne Zwischenräume [%]	a104_3		--- sumerse Makrophyten [%]
a79_8**	add	--- anderes Material [%]	a104_5		--- lebende Teile terrestrischer Pflanzen [%] X
a79_9**	add	--- fehlend [%]	a104_6		--- Xylal [%] X
			a104_7		--- CPOM [%] X
			a103_vb	add	Variabilität ausgewählter Substrate [-]; siehe »X«
			a103_vz	add	Varianz ausgewählter Substrate [-]; siehe »X«

Tabelle A.2: Strukturdaten ausgewählter Parameter des AQEM site protocols (Suffix »_bin« gekennzeichnet binäre Parameter; Suffix »**« kennzeichnet Parameter, die aus Mittelwertbildung hervorgehen; die angegebenen Werte sind in beiden Jahreszeiten zumeist identisch, bei unterschiedlichen Werten sind beide Jahreszeiten angegeben [links Frühjahr, rechts Sommer; die Auswahl erfolgte gemäß den Kriterien des Kapitels 3.2.2.1).

	a30_1	a30_5	a30_7	a30_10	a30_12	a30_13	a30_14	a30_15	a30_16	a68	a69	a70**	a71_3	a71_4	a71_6	a73	a74+75	a76**	a79_1**	a79_4**	a79_6**	a79_7**
WWb_1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	80	80	1	0	0	0	10	100	0	0	0	0
WWb_2	90	10	0	0	0	0	0	0	0	0,6	100	30	1	0	0	0	5	100	0	0	0	0
Kal_1	30	0	0	50	0	20	0	0	0	0,6	80	3	1	0	0	0	0	60	0	0	25	0
Kal_2	70	0	0	30	0	0	0	0	0	0,6	100	30	0	1	0	0	3	100	0	0	0	0
Erk	40	0	0	0	0	60	0	0	0	0,7	60	2	0	0	1	1	0	40	0	0	60	0
Rur	0	0	20	40	0	0	40	0	0	0,7	40	40	1	0	0	0	7	100	0	0	0	0
PIB	50	30	0	20	0	0	0	0	0	1	80	8	0	1	0	0	0	90	0	0	0	0
PrB	20	60	0	20	0	0	0	0	0	1	100	17,5	0	1	0	0	0	85	0	0	0	0
WoB	0	100	0	0	0	0	0	0	0	1,5	40	3	0	0	1	0	1	40	0	0	100	0
NaB	0	0	0	0	0	0	20	20	60	2,5	0	0	0	0	1	1	0	10	0	0	100	0
Rah_1	0	0	0	0	0	0	20	20	60	2,4	20	2	0	0	1	1	0	20	100	0	0	0
Rah_2	0	0	0	0	0	0	20	20	60	2,2	20	1,5	0	0	1	0	0	20	100	0	0	0
Els	10	0	0	0	20	70	0	0	0	1	60	4	0	0	1	1	0	60	0	0	40	0
Vol	0	20	0	0	20	50	0	0	20	1,6	0	3,5	0	0	1	1	0	20	0	0	55	0
Lin	80	0	0	20	0	0	0	0	0	0,9	100	17	0	1	0	0	9	90	0	0	0	10
WaB	50	0	0	20	0	30	0	0	0	0,6	60	17,5	0	1	0	1	6	80	0	0	0	0
Röh	0	0	0	30	0	70	0	0	0	0,4	60	1,5	0	1	0	1	0	55	0	0	35	0
Sal_1	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0,8	40	1,5	0	0	1	1	3	20	0	0	40	0
Sal_2	0	30	0	0	0	70	0	0	0	0,9	60	2	0	0	1	0	0	35	0	0	40	0
Pal	20	0	0	10	0	70	0	0	0	0,7	80	11,5	0	1	0	1	4	75	0	5	10	0
Nam	0	0	0	20	0	0	0	60	20	1,2	20	3	0	1	0	1	3	35	50	0	50	0
Mar	0	0	0	0	0	90	0	10	0	1,5	80	3	0	1	0	0	4	80	0	0	100	0
GoB	60	0	0	20	0	0	20	0	0	0,4	80	13	0	1	0	1	3	75	0	0	15	0
EIB_1	80	0	0	0	0	20	0	0	0	0,6	80	12,5	0	1	0	0	3	85	0	0	5	0
EIB_2	70	0	0	0	0	30	0	0	0	0,7	100	10	0	1	0	1	4	90	0	0	0	0
Rie	20	0	0	0	80	0	0	0	0	1	80	4,5	0	0	1	0	12	100	0	0	0	0
TrB	0	0	0	0	50	40	0	10	0	0,7	80	3	0	0	1	1	0	100	0	85	15	0
Laa	80	0	0	0	0	20	0	0	0	1	80	3	0	1	0	1	9	90	0	5	0	0
Lah	0	0	0	0	0	90	0	10	0	0,9	80	3	0	1	0	0	2	80	0	80	0	0
DrB_1	0	0	0	0	0	0	0	40	60	2,1	0	0,5	0	0	1	1	0	0	0	0	15	70
DrB_2	0	0	0	0	0	0	0	50	50	2	10	0,5	0	0	1	0	0	25	0	0	0	80

Tabelle A.2: Strukturdaten ausgewählter Parameter des AQEM site protocols (Fortsetzung).

	a79_8**	a79_9**	a80_3	a80_6	a80_9	a81_bin	a84_bin	a85_bin	a87_1	a92_bin	a93_bin	a95_bin	a96_bin	a97_bin	a98_bin	a103_1	a103_2	a103_3	a103_4
WWb_1	0	100	0	0	100	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0/0	0/0	5/5	65/45
WWb_2	0	100	0	0	100	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0/0	5/0	15/10	50/50
Kal_1	0	75	0	0	100	0	0	1	0,4	0	1	0	1	1	1	0/0	35/30	30/25	15/25
Kal_2	0	100	0	0	100	0	0	1	0,4	0	0	0	1	0	1	0/0	25/30	35/25	25/30
Erk	0	40	0	0	100	0	1	1	0,5	0	1	0	1	0	1	0/0	5/5	15/20	40/45
Rur	0	100	0	0	100	0	0	0	0,3	0	1	0	0	0	0	0/0	15/5	10/30	40/35
PIB	0	100	0	0	100	0	0	1	0,8	0	1	0	0	0	0	0/0	10/15	25/5	45/60
PrB	0	100	0	0	100	0	0	1	0,9	0	1	0	0	0	0	0/0	25/30	25/10	35/35
WoB	0	0	0	0	100	1	1	1	1,5	1	1	0	1	0	1	0/0	10/0	20/20	65/70
NaB	0	0	0	100	0	0	1	1	2,5	1	1	1	0	0	0	0/0	100/100	0/0	0/0
Rah_1	0	0	0	0	100	0	1	1	2	1	1	1	0	1	0	0/0	0/5	20/30	35/40
Rah_2	0	0	0	0	100	0	1	1	2	1	1	1	0	0	0	0/0	15/10	60/30	20/50
Els	0	60	0	0	100	0	1	1	0,7	0	1	0	1	0	1	0/0	0/0	10/20	40/50
Vol	0	45	0	0	100	0	1	1	1,6	1	1	1	1	0	1	0/0	0/0	10/10	50/60
Lin	0	90	0	0	100	0	0	0	0,5	1	1	0	1	0	1	0/0	5/0	25/30	40/40
WaB	0	100	0	0	100	0	0	0	0,4	0	1	0	0	0	0	0/0	5/5	35/30	30/20
Röh	0	65	0	0	100	0	1	1	0,4	0	1	0	1	0	1	0/0	0/0	0/10	60/55
Sal_1	20	40	0	0	100	1	1	1	0,7	0	1	0	1	0	1	0/0	0/10	20/15	40/50
Sal_2	30	30	0	0	100	0	1	1	0,8	0	1	0	1	0	1	0/0	5/5	10/5	15/0
Pal	0	85	0	0	100	0	0	0	0,6	0	1	0	0	0	1	0/0	5/5	10/20	50/40
Nam	0	0	20	0	80	0	1	1	1,2	1	1	0	0	0	0	0/0	10/10	70/15	20/50
Mar	0	0	0	0	100	0	1	1	1,5	0	1	0	1	0	1	0/0	5/10	30/0	30/40
GoB	0	85	0	10	90	0	0	0	0,2	0	1	0	0	0	0	0/0	0/0	10/15	40/35
EIB_1	0	95	0	0	100	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0/0	0/0	0/35	55/40
EIB_2	0	100	0	0	100	0	0	0	0,5	0	1	0	1	0	1	10/5	0/0	10/25	40/30
Rie	0	100	0	0	100	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0/10	0/0	0/5	50/40
TrB	0	0	0	0	100	0	1	1	0,6	0	1	1	1	0	1	0/0	0/0	10/30	65/50
Laa	0	95	0	0	100	0	0	0	0,8	0	1	0	0	0	0	0/0	0/5	15/25	55/45
Lah	0	20	0	0	100	0	0	1	0,6	0	1	0	1	0	1	0/0	15/5	0/0	50/5
DrB_1	0	15	0	10	90	0	1	1	2,1	1	1	1	0	0	0	0/0	10/0	0/0	55/5
DrB_2	0	20	0	10	90	0	1	1	2	1	1	1	0	0	1	0/0	5/5	10/35	35/50

Tabelle A.2: Strukturdaten ausgewählter Parameter des AQEM site protocols (Fortsetzung).

	a103_5	a103_6	a103_7	a103_8	a03_vb	a103_vz	a104_2	a104_3	a104_5	a104_6	a104_7
WWb_1	20 / 40	5 / 5	5 / 5	0 / 0	1,59 / 1,52	413 / 313	0 / 0	0 / 0	5 / 0	5 / 5	5 / 0
WWb_2	15 / 30	15 / 10	0 / 0	0 / 0	1,18 / 1,48	226 / 300	0 / 0	0 / 0	5 / 5	5 / 0	5 / 0
Kal_1	5 / 10	5 / 5	10 / 5	0 / 0	1,09 / 1,01	163 / 138	0 / 0	0 / 5	5 / 5	0 / 0	0 / 0
Kal_2	10 / 0	5 / 15	0 / 0	0 / 0	1,13 / 1,15	175 / 181	0 / 0	10 / 5	0 / 5	5 / 0	0 / 0
Erk	35 / 25	5 / 5	0 / 0	0 / 0	1,32 / 1,32	238 / 238	0 / 0	0 / 0	5 / 5	0 / 0	0 / 0
Rur	20 / 30	10 / 0	5 / 0	0 / 0	1,00 / 1,40	151 / 242	0 / 0	5 / 5	0 / 0	10 / 0	0 / 0
PIB	20 / 15	0 / 5	0 / 0	0 / 0	1,34 / 1,63	244 / 363	0 / 0	5 / 0	5 / 5	0 / 0	0 / 0
PrB	15 / 20	0 / 5	0 / 0	0 / 0	1,27 / 1,15	199 / 181	0 / 0	0 / 0	0 / 5	0 / 0	0 / 0
WoB	5 / 10	0 / 0	0 / 0	0 / 0	1,92 / 1,96	455 / 525	5 / 0	0 / 0	0 / 5	0 / 0	0 / 0
NaB	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	3,00 / 3,00	1111 / 1111	75 / 80	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Rah_1	35 / 25	10 / 0	0 / 0	0 / 0	1,36 / 1,44	230 / 255	0 / 5	0 / 5	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Rah_2	5 / 10	0 / 0	0 / 0	0 / 0	1,78 / 1,59	392 / 311	0 / 0	15 / 10	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Els	30 / 30	15 / 0	0 / 0	5 / 0	1,33 / 1,65	217 / 336	0 / 0	0 / 0	5 / 0	0 / 0	0 / 0
Vol	35 / 30	0 / 0	5 / 0	0 / 0	1,67 / 1,88	342 / 436	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Lin	25 / 20	5 / 10	0 / 0	0 / 0	1,07 / 1,19	188 / 213	0 / 0	5 / 0	5 / 5	5 / 5	5 / 0
WaB	20 / 40	10 / 5	0 / 0	0 / 0	1,25 / 1,27	192 / 219	0 / 0	5 / 0	0 / 0	0 / 5	0 / 0
Röh	35 / 30	5 / 5	0 / 0	0 / 0	1,95 / 1,73	467 / 367	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Sal_1	40 / 15	0 / 0	0 / 0	0 / 10	1,48 / 1,64	300 / 269	0 / 0	0 / 0	5 / 0	0 / 0	0 / 0
Sal_2	60 / 55	0 / 20	0 / 5	10 / 10	1,83 / 1,59	372 / 311	0 / 0	5 / 0	5 / 10	0 / 0	0 / 0
Pal	30 / 25	5 / 10	0 / 0	0 / 0	1,47 / 1,19	294 / 194	0 / 0	0 / 0	5 / 5	0 / 0	0 / 0
Nam	0 / 15	0 / 10	0 / 0	0 / 0	2,08 / 1,44	536 / 255	0 / 0	0 / 5	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Mar	30 / 35	0 / 15	0 / 0	5 / 0	1,12 / 1,26	188 / 238	0 / 0	0 / 0	10 / 10	5 / 0	0 / 0
GoB	35 / 30	5 / 5	10 / 10	0 / 5	1,30 / 1,19	231 / 174	0 / 0	0 / 0	0 / 0	5 / 0	0 / 5
EIB_1	35 / 20	10 / 5	0 / 0	0 / 0	1,61 / 1,37	388 / 256	0 / 0	0 / 0	10 / 5	0 / 0	0 / 0
EIB_2	20 / 15	20 / 15	0 / 10	0 / 0	1,05 / 0,88	163 / 121	0 / 0	0 / 0	5 / 5	10 / 0	5 / 5
Rie	30 / 15	15 / 15	5 / 15	0 / 0	1,24 / 1,05	275 / 150	0 / 0	0 / 0	5 / 0	5 / 5	10 / 10
TrB	20 / 15	0 / 0	5 / 5	0 / 0	1,92 / 1,60	455 / 317	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Laa	25 / 25	0 / 0	5 / 0	0 / 0	1,31 / 1,39	306 / 263	0 / 0	0 / 0	5 / 0	5 / 5	10 / 0
Lah	30 / 90	5 / 0	0 / 0	0 / 0	1,50 / 2,40	306 / 863	0 / 0	0 / 0	0 / 10	5 / 0	0 / 0
DrB_1	25 / 95	0 / 0	10 / 0	0 / 0	1,67 / 2,84	342 / 992	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
DrB_2	35 / 0	5 / 10	10 / 0	0 / 0	1,27 / 1,56	199 / 331	0 / 70	0 / 0	0 / 5	0 / 0	0 / 0

Tabelle A.3: Scores der Bonus- und Malusparameter sowie der Strukturindizes (die angegebenen Werte gelten jeweils für beide Jahreszeiten, lediglich der Malusparameter »substr« sowie die Strukturindizes sind nach den Jahreszeiten aufgeschlüsselt [links Frühjahr, rechts Sommer]; Erläuterung der Kürzel: shade = Beschattung, av width = mittlere Breites des Ufergehölzstreifens, no fix = Uferanteil ohne Befestigung, logs = Anzahl von Totholzelementen und Genisten, urban = Anteil Industrieﬂäche in der Aue, depth = Wassertiefe bei bordvollem Abfluss, concre = Uferanteil mit Betonverbau, substr = Variabilität ausgewählter Substrate).

					Malusparameter					
	shade	av width	no fix	logs	urban	depth	concre	substr	konservativ	multivariat
Ankerpunkte										
oberer	0	0	0	0	60	2,5	100	3,0		
unterer	100	40	100	12	0	0,4	0	0,9		
WWb_1	0,80	1,00	1,00	0,83	1,00	0,90	1,00	0,67 / 0,71	0,90 / 0,91	0,98 / 1,00
WWb_2	1,00	0,75	1,00	0,42	1,00	0,90	1,00	0,87 / 0,72	0,87 / 0,85	0,99 / 0,98
Kal_1	0,80	0,08	0,75	0,00	1,00	0,90	1,00	0,91 / 0,95	0,68 / 0,69	0,69 / 0,69
Kal_2	1,00	0,75	1,00	0,25	1,00	0,90	1,00	0,89 / 0,88	0,85 / 0,85	0,79 / 0,81
Erk	0,60	0,05	0,40	0,00	1,00	0,86	1,00	0,80 / 0,80	0,59 / 0,59	0,50 / 0,49
Rur	0,40	1,00	1,00	0,58	1,00	0,86	1,00	0,95 / 0,76	0,85 / 0,83	0,88 / 0,85
PIB	0,80	0,20	1,00	0,00	1,00	0,71	1,00	0,79 / 0,65	0,69 / 0,67	0,71 / 0,73
PrB	1,00	0,44	1,00	0,00	1,00	0,71	1,00	0,82 / 0,88	0,75 / 0,75	0,69 / 0,72
WoB	0,40	0,08	0,00	0,08	1,00	0,48	1,00	0,51 / 0,49	0,44 / 0,44	0,36 / 0,37
NaB	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00 / 0,00	0,13 / 0,13	0,03 / 0,00
Rah_1	0,20	0,05	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,78 / 0,74	0,14 / 0,13	0,17 / 0,12
Rah_2	0,20	0,04	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,58 / 0,67	0,12 / 0,13	0,12 / 0,09
Els	0,60	0,10	0,60	0,00	1,00	0,71	1,00	0,80 / 0,64	0,65 / 0,63	0,52 / 0,47
Vol	0,00	0,09	0,45	0,00	0,67	0,43	1,00	0,64 / 0,53	0,41 / 0,40	0,32 / 0,30
Lin	1,00	0,43	0,90	0,75	1,00	0,76	1,00	0,92 / 0,86	0,84 / 0,84	0,77 / 0,78
WaB	0,60	0,44	1,00	0,50	1,00	0,90	1,00	0,83 / 0,82	0,79 / 0,78	0,75 / 0,79
Röh	0,60	0,04	0,65	0,00	1,00	1,00	1,00	0,50 / 0,61	0,60 / 0,61	0,58 / 0,58
Sal_1	0,40	0,04	0,40	0,25	1,00	0,81	1,00	0,72 / 0,65	0,60 / 0,59	0,47 / 0,44
Sal_2	0,60	0,05	0,30	0,00	1,00	0,76	1,00	0,56 / 0,67	0,52 / 0,54	0,46 / 0,50
Pal	0,80	0,29	0,85	0,33	1,00	0,86	1,00	0,73 / 0,86	0,73 / 0,75	0,71 / 0,72
Nam	0,20	0,08	0,00	0,25	0,67	0,62	0,50	0,44 / 0,74	0,34 / 0,38	0,30 / 0,30
Mar	0,80	0,08	0,00	0,33	1,00	0,48	1,00	0,89 / 0,83	0,57 / 0,56	0,58 / 0,57
GoB	0,80	0,33	0,85	0,25	1,00	1,00	1,00	0,81 / 0,86	0,75 / 0,76	0,75 / 0,75
EIB_1	0,80	0,31	0,95	0,25	1,00	0,90	1,00	0,66 / 0,78	0,75 / 0,77	0,84 / 0,85
EIB_2	1,00	0,25	1,00	0,33	1,00	0,86	1,00	0,93 / 1,00	0,78 / 0,79	0,86 / 0,81
Rie	0,80	0,11	1,00	1,00	1,00	0,71	1,00	0,84 / 0,93	0,81 / 0,82	0,69 / 0,73
TrB	0,80	0,08	0,00	0,00	1,00	0,86	1,00	0,51 / 0,67	0,53 / 0,55	0,43 / 0,42
Laa	0,80	0,08	0,95	0,75	1,00	0,71	1,00	0,80 / 0,77	0,76 / 0,76	0,81 / 0,78
Lah	0,80	0,08	0,20	0,17	1,00	0,76	1,00	0,71 / 0,28	0,59 / 0,54	0,65 / 0,63
DrB_1	0,00	0,01	0,15	0,00	0,00	0,19	1,00	0,64 / 0,08	0,25 / 0,18	0,15 / 0,10
DrB_2	0,10	0,01	0,20	0,00	0,17	0,24	1,00	0,82 / 0,69	0,34 / 0,32	0,17 / 0,12

shortcode	WWb _1	WWb _2	Kal _1	Kal _2	Erk	Rur	PIR	PrB	WoB	NaB	Rah _1	Ra _2	Els	Vol	Lin	WaB	Roh	Sal _1	Sal _2	Pal	Nam	Mar	GoB	EIB _1	EIB _2	Ric	TrB	Laa	Lah	DrB _1	DrB _2	
adiredu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
aqasp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,8	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
amphinsp	2,4	0	0	0	36,8	64	120	31,2	0	0	0	0	0	0	46,4	3,2	2,4	1,6	28	14,4	64,8	172,8	0	4,8	124,8	72,8	0	23,2	79,2	0	0	
anabnerv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ancyluv	3,2	0	4	0	1,6	0	9,6	0	0	0,8	2,4	5,6	3,2	0,8	3,2	24,8	0	4	0	7,2	13,6	0	23,2	2,4	0	0,8	1,6	0,8	0	0,8	0	
anomchau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	1,6	0	0	0	5,6	0	0	3,2	168	0	0	0	0	3,2	7,2	42,4	8,8		
ibismarg	0	0	0	0	0	0	9,6	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	4,8	0	0	
athesp.	0	0	0,8	0	1,6	20	0	13,6	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	1,6	48	4	10,4	4,8	0	3,2	0	22,4	0	0,8	28,8	0	0	
athrbili	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
baetalpi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1,6	12	4,8	1,6	8	6,4	4	4,8	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	
baetnige	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
baethrod	12,8	8,8	0	0	4,8	7,2	46,4	72	3,2	92	36,8	108	168	169,6	52	46,4	1,6	30,4	38,4	148	11,2	11,2	148,8	0,8	1,6	52,8	1,6	43,2	9,6	79,2	46,4	6,4
baetissp	4	11,2	0,8	19,2	9,6	13,6	374,4	10,4	156	26,4	20	176	89,6	128	55,2	22,4	8	14,4	260	8,8	4,8	158,4	0,8	1,6	14,4	4,8	14,4	8,8	105,6	26,4	12	
bracmont	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	
bracrisi	2,4	15,2	13,6	57,6	17,6	18,4	172,8	3,2	196	3,2	3,2	0	18,4	0	15,2	6,4	4	20	20	14,4	20,8	28,8	185,6	46,4	67,2	47,2	110,4	56,8	4,8	13,6	2,4	
bracstesi	4,8	24	0	14,4	20,8	1,6	48	0	4	0	0	0	2,4	0	3,2	10,4	0,8	0,8	0	41,6	40,8	24	7,2	12,8	19,2	9,6	0	58,4	14,4	0	0	
bterasp	0	0	0,8	9,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0	
caensp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	14,4	0	
capnbifr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	
ceragen.	0	2,4	0	9,6	0	0	0	0	4	0	3,2	0	5,6	13,6	0	0	1,6	1,6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	1,6	5,6
chidaege	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	1,6	3,2	0	1,6	0	0	0	0	0,8	0	0,8	0,8	0	0	0	0	0	3,2	0,8	0	0	0	
chiuige	0	2,4	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	4,8	
chlotrop	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	
cornaege	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30,4	
dianaege	0	0	39,2	0	0	0	0	0	0	0	20	8	2,4	4	1,6	0	0,8	0	4	3,2	5,6	0	0	0	0	9,6	0	11,2	0	2,4	0,8	0
dicansp	1,6	4	0	0,8	2,4	0	14,4	7,2	20	0	0	0	4	5,6	1,6	9,6	11,2	1,6	16	3,2	4	4,8	2,4	3,2	14,4	17,6	4,8	8,8	2,4	46,4	12	
dinoceph	0	0	0	0	0	0	51,8	3,2	0	0	0	0	5,6	0	0	3,2	0,8	0,8	0	9,6	6,4	0	0	2,4	0	0	0	4,8	2,4	0	0	
dxigen.	0,8	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0,8	0	0	0	0	
drusanu	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0,8	
eccldale	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	
eccljord	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ecdyvegr	2,4	2,4	0	4,8	0,8	0	0	13,6	52	0,8	0	0	6,4	0,8	0	12	27,2	3,2	20	1,6	0,8	9,6	0	0,8	2,4	1,6	8,8	1,6	4,8	0,8	0	
eisetetr	4	0	0	0,8	4,8	0	0	1,6	0	0	1,6	0	0	0,8	8,8	0,8	0	0,8	0	0,8	2,4	0	1,6	0	0	0,8	0	0,8	0	3,2	0	
elmiroad	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
elmisp.	5,6	30,4	1,6	19,2	2,4	4,8	33,6	0	4	0	0	0	8	0	0,8	4,8	3,2	6,4	96	4	1,6	14,4	3,2	0	14,4	0	5,6	2,4	24	0	9,6	
empidige	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	17,6	8	0,8	3,2	4,8	1	1,6	0,8	8	0	0,8	0	0	0	4,8	0,8	0	2,4	0	0,8	8,8	0	
enchnye	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
epesoylv	21,6	36,8	0,8	129,6	2,4	22,4	129,6	24	36	1,6	0,8	0	26,4	0	91,2	76	117,6	25,6	36	37,6	80	91,2	0,8	62,4	100,8	3,2	42,4	46,4	57,6	0	0	
ephedani	4,8	4	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	1,6	0	
ephemucr	0	0	0	0	0	0	4,8	3,2	8	2,4	0	0	13,6	0	34,4	21,6	16,8	66,4	484	8	0	177,6	0	0,8	33,6	0	8,8	60	0	0,8	0	
erposp.	0,8	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	19,2	5,6	12	8,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,4	3,2	0	
esolangu	0	0	4	0	26,4	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	10,4	0	42,4	96	0	1,6	0	1,6	0	12,8	0	0	0	0	0	
esolsp.	0	4	0	72	0	0	43,2	3,2	76	0	0	0	5,6	0	1,6	0	1,6	8	0	0	100,8	0	1,6	268,8	0	0	0	117,6	0	0	0	
galbtrun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
gammfoss	136,8	11,2	69,6	523,2	0	0	33,6	0	24	10,3	11,1	0	0,8	6,4	8,8	20	17,6	4	72	4,8	0	4,8	0	27,8	547,2	4	2,4	11,2	7,2	0	0	
gammgule	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42,5	82,5	1669	0	0	0	0	16,8	0	0	0	0	0	4,8	7,4	0	0	0	0	1,6	0	0	
gloscomp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	
glossconf	47,2	6,4	18,4	43,2	96,8	0	115,2	0	0	0	0	0	0	0	0	88,8	5,6	0	10,4	24	4,8	0	6,4	9,6	23,2	0	136,8	0	0	0	0	
glossosp	0,8	0	0	134,4	0	0	9,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0	1,6	0	0	0	28,8	0,8	0	0	0	0	0	0	0	
goerpio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	
habrconf	8	0	0	9,6	18,4	0	0	16,8	4	3,2	0,8	0	5,6	10,4	12	30,4	32	0	0	8,8	10,4	28,8	1,6	20,8	14,4	45,6	56	85,6	7,2	0,8	3,2	
habrfaut	0	2,4	0	0	1,6	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	2,4	0	0	0	
haledigi	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	
haleradi	6,4	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
haplgord	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	19,2	0	0	0	0	0	0	30,4	
helostag	0	0	0	0	0	0																										

shortcode	WWb _1	WWb _2	Kal _1	Kal _2	Erk	Rur	PtB	PrB	WoB	NaB	Rah _1	Ra _2	Els	Vol	Lin	WaB	Roh	Sal _1	Sal _2	Pal	Nam	Mar	GoB	EIB _1	EIB _2	Ric	TrB	Laa	Lah	DrB _1	DrB _2		
physacut	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
casep.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	
platmacu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0		
plecons	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
plecgeni	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0		
polyflav	0	0	0	4,8	0	5,6	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
potacing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	8	0	0			
poylaxsp	26,4	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0		
proshir	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	12,8	0,8	0	3,2	0	0	0	0	0		
prosimsp	23,2	17,6	34,4	24	28	0	1425,6	832,8	376	20	2,4	5,6	27,2	0	85,6	430,4	51,2	18,4	0	34,4	2,4	384	52	66,4	542,4	51,2	0,8	115,2	98,4	0	2,4		
protonsp	3,2	12,8	3,2	100,8	8,8	24,8	91,2	7,2	12	2,4	0	0	0	0	1,6	1,6	0	4	24	12	8,8	86,4	4	2,4	57,6	40	0,8	25,6	4,8	0	0		
radisp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2,4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
rhithecr	0	0	0	0	24	0	34,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	54	0	10,4	0	0	0	0	78,2	0	0	0		
rhitsegr	48,8	97,6	5,6	81,6	10,4	80	23,2	27,2	120	1,6	0	0	25,6	0,8	67,2	66,4	134,4	144	384	261,2	110,4	115,2	1,6	32,8	105,6	24,8	75,2	66,6	391,2	20,8	0	0	
rhyafasc	0	2,4	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	1,6	0	0	0	0		
rhyalaev	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
rhyaobli	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
rhyaprae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,2	0,8	0	6,4	0	0	0	0	0	0	0	
rhyilasp	0	6,4	0	9,6	4,8	9,6	3,2	16	0,8	0,8	18,4	2,4	0,8	4,8	0,8	1,6	2,4	8	1,6	1,6	19,2	0,8	0,8	9,6	0,8	3,2	0,8	12	8,8	5,6	0		
rhyiatris	0	0	0	19,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0,8	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	
serisp.	6,4	26,4	1,6	33,6	7,2	16,8	19,2	16,8	4	2,4	0	0	0	0	56,8	8	6,4	0	8	4	20,8	158,4	0	16	124,8	26,4	4,8	10,4	84	0	4		
sialsp.	12	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	1,6	0	3,2	0		
silopall	10,4	4	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	1,6	1,6	0	0	5,6	1,6	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0		
silopice	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0		
silosp.	0,8	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0		
simugen.	0	11,2	0	38,4	0	0	91,2	31,2	32	0	0	2,4	0	0	7,2	0	0	0	0	0	0	9,6	0	0	9,6	0	0	7,2	0	0	0	0	
simurgu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25,6	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,6	0		
simulisp	21,6	252,8	69,6	2097,6	8,8	0	1051,2	1375,2	992	15,2	2,4	2,4	12,8	0,8	120	66,4	24,8	6,4	12	13,6	3,2	470,4	26,4	8,8	57,6	0,8	716,8	0,8	14,4	36	16	16	
siphonsp	12,8	108,8	0,8	14,4	4,8	64,8	14,4	7,2	36	0	0	0	5,6	0,8	42,4	4,8	8	4	4	15,2	4	52,8	1,6	8	86,4	16,8	16	12	112,8	15,2	9,6	0	
sphiumsp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
stylhier	4,8	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	12	0	1,6	0	0	0,8	1,6	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	
tannaegs	0	2,4	0	4,8	0	0	0	0	0	4	1,6	0	2,4	2,4	4,8	0	0	0,8	4	0,8	0	4,8	0	0	0	0,8	1,6	3,2	2,4	7,2	0	0	
tannigne	55,2	45,6	0,8	14,4	0	0,8	24	0	24	3,2	4,8	2,4	31,2	28,8	3,2	1,6	0	4	16	3,2	0,8	9,6	0,8	0	0	8,8	21,6	0	28,8	15,2	0	0	
tinorost	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ephemajo	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,6	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	
tubigen.	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
velisp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	
micrseti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
lephlege	0,8	6,4	0,8	9,6	4	0	14,4	20,8	148	0,8	0,8	0	0,8	0,8	36	4,8	0,8	0,8	0	2,4	0,8	67,2	0,8	4	105,6	7,2	5,6	0,8	57,6	0,8	0,8	0	
pocialiu	0	8,8	0	0	0	0	9,6	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	9,6	0	0	0	2,4	0	0	0	0	
lumculge	0,8	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	1,6	0	0	1,6	0	0	0	9,6	2,4	0	0,8	2,4	0	0	8,8	0,8	0	0	
hydrinco	0	6,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,4	0	0	0	0	0	14,4	0	0	0	0	
doldaegs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
limdaegs	2,4	8,8	3,2	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0	0	6,4	28,8	33,6	0	19,2	0,8	0,8	0	0	0	
tabagen.	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	
tipdaegs	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	1,6	4,8	0	4	0	0,8	0	4	1,6	9,6	3,2	0	4,8	2,4	6,4	3,2	0	
drusgen.	0	0	0	0	0,8	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,4	0	0	0	
aselaqua	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
proacoxa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
olichgen	7,2	0	0	0	7,2	1,6	0	0	0	0,8	6,4	0	6,4	3,2	0	0,8	0	0,8	0	2,4	0,8	0	3,2	0	0	0	4,8	1,6	0	28	0	0	
psydidge	0	0	0	4,8	0,8	0	0	0	32	0,8	0	2,4	0	0	3,2	0	0	0	4	0	0,8	4,8	0	0	0	0,8	0	0,8	4,8	0	0	0	
simueryt	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	9,6	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	
turbgen.	0,8	0	0	14,4	0,8	9,6	9,6	0	0	0	0	0	0	0	4,8	9,6	14,4	7,2	0	1,6	0,8	0	4,8	8	4,8	1,6	5,6	0	0	0	0	0	
haleidite	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rhaggen.	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
hetegen.	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0</																								

Tabelle B.1: Taxalisten nach taxonomischer Bereinigung Sommer (Fortsetzung).

shortcode	WWb _1	WWb _2	Kal _1	Kal _2	Erk	Rur	PIB	PrB	WoB	NaB	Rah _1	Ra _2	Els	Vol	Lin	WaB	Roh	Sal _1	Sal _2	Pal	Nam	Mar	GoB	EIB _1	EIB _2	Rie	TrB	Laa	Lah	DrB _1	DrB _2
agapdeli	0	0	0	0	67,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agapfusc	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
amphinsp	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
anabnerv	0	57,6	0	0	0	0	0	0	9,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0
ancyfluv	2,4	0	1,6	0	1,6	0	0	0	0	3,2	12	19,2	2,4	1,6	3,2	0	0,8	0,8	0	6,4	3,2	0	0,8	0	0	0	10,4	0	0	8	33,6
annioesc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	13,6	0	0	0	0	0	0	0	0	10,4	0	0	0	0
anomchau	0	0	0,8	0	0,8	1,6	0	0	0	0	0	0	0	1,6	3,2	0	0,8	27,2	12	6,4	0,8	46,4	0,8	0	0	0,8	3,2	0	14,4	12,8	9,6
ibismarg	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
athesp.	0,8	0	0,8	0	0,8	28,8	0	10,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8	0	8	0	2,4	0	3,2	0	0	31,2	0	0	0
athralbi	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
athrbili	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0
baetalpi	0	0	0,8	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
baetmuti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0,8	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
baethrod	4	72	20,8	4,8	45,6	22,4	72	3,2	43,2	16	43,2	456	0	4	112,8	4	2,4	40,8	80	20,8	60	36	0	2,4	105,6	0	0	6,4	55,2	0,8	0
baetscam	1,6	4,8	0	0	0	19,2	0	0	0	0	0	19,2	0	0	0	0	0	3,2	16	7,2	11,2	0	0	0	0	0	0	0	7,2	0,8	19,2
baetissp	4	52,8	12,8	110,4	152	9,6	86,4	37,6	225,6	20	28,8	561,6	8,8	29,6	147,2	41,6	45,6	156,8	448	72	81,6	126,4	0,8	1,6	91,2	1,6	1,6	16,8	211,2	0,8	24
bracmont	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,2	0	0
caensp	0	0	0	0	0	0	0	0	91,2	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0,8	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	4,8
ceragen.	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	3,2	2,4	1,6	4	0	0,8	0	0	0,8	0	0	0,8	2,4	4	0	0,8	0
chaevill	14,4	0	163,2	0	2,4	0	33,6	7,2	72	0	0,8	0	8	14,4	3,2	18,4	0	12	6,4	0	2,4	36,8	80	0	337,6	127,2	36	4,8	0	0	0
chidaege	0	259,2	4,8	4,8	3,2	1,6	4,8	13,6	0	4,8	3,2	4,8	6,4	1,6	10,4	23,2	4,8	0	32	20	11,2	0	17,6	4,8	0	3,2	16	10,4	7,2	1,6	19,2
chiinige	2,4	76,8	21,6	19,2	0	12	556,8	253,6	787,2	0	8,8	48	37,6	25,6	343,2	47,2	6,4	2,4	124	73,6	35,2	36,8	0,8	170,4	926,4	9,6	385,6	10,4	60	84	1565
coraage	0	0	0	0	0	0	0	3,2	110,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8
dianaage	0	4,8	32	0	0,8	2,4	0	10,4	0	4	8,8	91,2	0	79,2	13,6	0	0	40	2,4	200	0	0	0	0	0	0	147,2	0	0	0,8	28,8
dicransp	16	4,8	4	4,8	3,2	0	4,8	0	24	0	0	0	7,2	30,4	3,2	13,6	25,6	42,4	56	25,6	23,2	0	16	15,2	0	20,8	52,8	22,4	7,2	26,4	9,6
dinoceph	0,8	0	0	0	6,3	0	152,2	3,2	0	0,8	4,8	3,2	0	0	20	8,8	1,6	0	15,2	17,6	14,4	0	4,8	9,6	0	0	37	0	0	0	0
diurbica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dixigen.	0	0	0	4,8	0	0	0	7,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0
drusannu	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	1,6	0	10,4	1,6	0	0	0	0	0,8	0	7,2	0	0
ecdyvegr	0,8	4,8	0	4,8	2,4	0	19,2	16,8	110,4	0	0	0	6,4	2,4	20,8	20	12,8	12	0	57,6	15,2	23,2	4,8	12	4,8	4	10,4	30,4	81,6	4,8	0
eisetetr	0,8	0	0	0	1,6	0	0	0	0,8	0	0	0	0	1,6	92,8	0,8	0	2,4	0	4	0	8	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0
elecaffi	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
eleclate	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
eleesp.	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
elmiroad	0	0	1,6	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
elmisp.	4	0	9,6	100,8	3,2	4,8	43,2	24	33,6	9,6	0	4,8	1,6	12	13,6	2,4	3,2	6,4	72	19,2	12	58,4	0	0,8	14,4	0	1,6	0,8	38,4	0,8	57,6
empidige	0	0	0,8	14,4	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0	0	1,6	0	0	20	0	0,8	2,4	0	0	4,8	0	0	0	0	0	4,8
enchygen	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	13,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
epeosylv	5,6	0	1,6	81,6	12	0	43,2	27,2	33,6	0	0	1,6	0	20,8	38,4	20	4,8	4	23,2	30,4	30,4	0	25,6	19,2	0	2,4	27,2	4,8	0	0	0
ephedani	22,4	14,4	13,6	0	0	0	34,4	24	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0,8	24	5,6	0,8	0	0	3,2	0	3,2	2,4	14,4	2,4	4,8	
epheigni	7,2	120	48	144	130,4	42,4	86,4	448,8	384	30,4	0	9,6	172,8	124	82,4	43,2	76	283,2	140	396	96,8	70,4	14,4	31,2	38,4	6,4	98,4	120,8	163,2	57,6	273,6
epellasp	0	0	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
erposp.	0	0	0	0	0,8	0	0	0	78,4	4,8	85,6	30,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	8	4,8	
esolangu	0	0	0	52,8	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	3,2	0	0,8	0	13,6	45,6	0	0	19,2	2,4	0	0	0	0	0	0
esolsp.	0	0	0	0	0	52,8	3,2	4,8	0	0	0	0	0	0	3,2	0,8	0	0	1,6	0	24	0	0	0	0	0	0	0	16,8	0	0
leucgeni	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	7,2	0	10,4	4,8	
gammfoss	216,8	0	322,4	1800	0	0	4,8	7,2	105,6	0	0	213,0	0,8	4	40,8	194,4	132	0	192	15,6	0	4	34,2	230,5	499,2	11,2	4,8	20,8	4	0	0
gammpute	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	208,8	255,7	0	0	0	12,0	0	25,6	0	5,2	0	0	193,8	66,3	0	0	0	0	43	0	0
gloscomp	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	2,4	0,8	0	0	0	0	4	0	0	0	1,6	0	0	0	1,6	0,8	0	0	0
glosconf	12,8	0	0	0	29,6	0	9,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	12,8	0	4,8	0	8	0	0	0
glossosp	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0
glyppell	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
goerpilo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,8
habrconf	8	0	0	0	4,8	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17,6	0	0	0	0	0	4,8	0	0	0	0,8	2,4	1,6	0	0	0
habrlaut	8	0	0	0	3,2	2,4	4,8	10,4	4,8	0	0																				

shortcode	WWb	WWb	Kal	Kal	Erk	Rur	PIR	PrB	WoB	NaB	Rah	Ra	Els	Vol	Lin	WaB	Roh	Sal	Sal	Pal	Nam	Mar	GoB	EIB	EIB	Rie	TrB	Laa	Lah	DrB	DrB		
	_1	_2	_1	_2							_1	_2						_1	_2				_1	_2									
pedisp.	4	0	0	0	11.2	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	8	1.6	0	1.6	0	2.4	0	15.2	0	26.4	0	0	0	0	0		
perlmarg	0	0	0	0	11.3	0	11	0	9.6	0	0	0	0	0	0	24	10.4	0	0	0.8	5.6	8.8	0	22.4	38.4	2.4	0	18.6	2.4	0	0		
philludi	0	0	30.4	4.8	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13.6	50.4	0	0	0	0	0	0	0	11.2	19.2	0	0	5.6	0	0	0		
philmont	0	4.8	2.4	4.8	0	0	4.8	0	9.6	0	0	0	0	0	199.2	79.2	6.4	0	0	0	0	18.4	0	2.4	0	0	0	2.4	0	0	0		
philsp.	1.6	28.8	7.2	9.6	62.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	264	199.2	4.8	0	0	0	10.4	0	130.4	19.2	44.8	0.8	16	0	0	0		
philvari	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
casesp.	0	0	1.6	0	0.8	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	3.2	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	
platmacu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
pieccons	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	
piecgeni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	
piecsp.	0	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
polyflav	0	0	1.6	0	0	45.6	0	0	9.6	0	0	0	0	1.6	0	0	0	0	0.8	0	2.4	0	0	0	0	0	0.8	0	4.8	0	0	0	
potacinc	4	0	0	0	1.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0.8	0	2.4	0	0	2.4	0	0	8	0	0.8	0	0	0	0	0	
potaluct	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	
potarotu	0	0	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	1.6	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	
procbfli	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
proshirt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
prosimsp	0	0	0	0	20.8	51.2	0	0	12	0	0	0	0	0	0	20	9.6	0	0	18.4	9.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
prosimsp	70.4	979.2	8.8	292.8	51.2	0	134.4	13.6	28.8	0.8	0	0	0.8	0	3.2	54.4	1.6	0	0	186.4	11.2	0	0.8	32	67.2	2.4	2.4	27.2	4.8	0	0	0	0
psmytipe	0	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
radisp.	0	0	0	0	0	0	0	3.2	52.8	4	0	4.8	0	0	0	0	8.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.6	0	0	1.6	0	0	
rhitsegr	0	0	0	0	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	1.6	0	16.8	0	15.2	36.8	2.4	0	4.8	4.8	0	0	1.6	0	0	0	0	
rhyafasc	1.6	0	2.4	0	4.8	14.4	4.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.6	0.8	0	0	0	0	4.8	0	0	0	0	0	0	0	
rhyaobli	0	3.2	33.6	15.2	0	0	0	0	0	0	0	4.8	0	0	0	5.6	0	0	0.8	0	0	0	4.8	9.6	5.6	0	1.6	0	0	0	0	0	
rhyaprae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
rhyilasp	10.4	19.2	8	19.2	12	4.8	0.8	0.8	14.4	25.6	2.4	38.4	22.4	14.4	37.6	7.2	15.2	16	8	19.2	16	2.4	0.8	5.6	0.8	1.6	11.2	4	7.2	4	0	0	
rhyisat	0	0	6.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
serisp.	55.2	72	8.8	4.8	44	7.2	19.2	82.4	9.6	0	0	0	1.6	1.6	31.2	59.2	5.6	1.6	16	41.6	7.2	58.4	14.4	90.4	72	247.2	10.4	25.6	177.6	0	4.8	0	
sialsp.	4	14.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	3.2	0	0	0	0	0	0	7.2	0	9.6	5.6	4	0	2.4	0	24	0	
siopall	6.4	19.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.4	0	0	0	
siopice	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
simugen.	0	0	0	72	0	0	24	16.8	19.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.4	0	0	0	
simurgu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.4	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0	0	0	
simulisp	69.6	278.4	1.6	1032	32.8	71.2	840	397.6	115.2	23.2	24.8	28.8	3.2	8.8	24	18.4	62.4	16	80	54.4	60.8	22.4	0	30.4	9.6	4	0	49.6	60	0	0	0	
siphort.	5.6	4.8	0	0	4.8	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
stytheri	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.6	0	0	
tannaeg	13.6	52.8	53.6	19.2	72	30.4	144	109.6	96	52.8	32.8	144	26.4	11.2	160.8	118.4	97.6	24.8	40	224.8	214.4	52	31.2	60.8	14.4	46.4	42.4	108	43.2	3.2	172.8	0	
taninegi	22.4	662.4	48	4.8	97.6	20.8	283.2	184.8	825.6	80	22.4	1248	14.4	35.2	65.6	616	63.2	27.2	488	244	512	113.6	156	119.2	504	92	206.4	76	86.4	32	571.2	0	
therless	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
tubigen.	1.6	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0.8	0	2.4	0	3.2	0.8	0	0	0	1.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.6	0	
wormocci	0	28.8	0	0	0	0	57.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.6	0	0	17.6	0	0	0	0	0	
micrseti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	130.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
lephlegi	7.2	417.6	0	4.8	7.2	1.6	67.2	274.4	124.8	0	0	0	4.8	0	130.4	44	2.4	0.8	8	5.6	3.2	56	3.2	0.8	139.2	0.8	11.2	12	48	0	0	0	
pocilalu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
lumculge	3.2	0	0	0	0	3.2	0	0	0	1.6	24	36	1.6	0	0	3.2	0	0	5.6	8	0	1.6	0.8	0	0	0	0.8	0	0	0	19.2	0	
ptycsp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33.6	0	0	0	0	0	0	0	0	
simuvern	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
potaanti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
doldaege	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
perlodge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14.4	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
veligen.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0.8	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	
limdaege	0	9.6	0	0	0	0	9.6	3.2	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	4	0	0	0	4	0.8	9.6	3.2	0.8	0.8	31.2	0	9.6	0	4.8	
tabagen.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.8	0	
tipdaege	2.4	52.8	0	0	0.8	0	4.8	0	0	2.4	0.8	0	0.8	0	6.4	0	0.8	0	4	0	2.4	0	0	14.4	4	0.8	4	0	1.6	0	0	0	
aselaqua	0	0	0	0	0	0	0	0																									

Tabelle B.2: Verzeichnis der shortcodes (alphabetische Sortierung).

shortcode	Taxonname	shortcode	Taxonname	shortcode	Taxonname
adicrodu	Adicella reducta	glossgesp	Glossosomatidae Gen. sp.	orecvill	Orectochilus villosus Lv.
agapdeli	Agapetus delicatulus	glossosp	Glossosoma sp.	oreosaad	Oreodytes sanmarkii Ad.
agapfusc	Agapetus fuscipes	glyppell	Glyptotaelius pellucidus	oreosanm	Oreodytes sanmarkii Lv.
agapsp.	Agapetus sp.	goergen.	Goeridae Gen. sp.	ortinaeg	Orthocladinae Gen. sp.
amphinsp	Amphinemura sp.	goerpilo	Goera pilosa	osmyfulv	Osmylus fulvicephalus
anabnerv	Anabolia nervosa	habrconf	Habroleptoides confusa	oulitvad	Oulimnius tuberculatus Ad.
anacalad	Anacaena globulus Ad.	habrlaut	Habrophlebia lauta	oulitube	Oulimnius tuberculatus Lv.
ancylfluv	Ancylus fluviatilis	habrolsp	Habroleptoides sp.	parasubm	Paraleptophlebia submarginata
anniobsc	Annitella obscurata	haledigi	Halesus digitatus	pedisp.	Pedicia sp.
annitesp	Annitella sp.	haledite	Halesus digitatus/tesselatus	perlmarg	Perla marginata
anomchau	Anomalopterygella chauviniana	haleradi	Halesus radiatus	perlmirc	Periodes microcephalus
aselaqua	Asellus aquaticus	haletess	Halesus tessellatus	perlodge	Periodidae Gen. sp.
athesp.	Atherix sp.	haplgord	Haplotaxis gordioides	philludi	Philopotamus ludificatus
athralbi	Athripsodes albifrons	helbrpad	Helophorus brevipalpis Ad.	philmont	Philopotamus montanus montanus
athrbili	Athripsodes bilineatus	helgrdad	Helophorus grandis Ad.	philsp.	Philopotamus sp.
baetalpi	Baetis alpinus	helodesp	Elodes sp. Lv.	philvari	Philopotamus variegatus
baetissp	Baetis sp.	helostag	Helobdella stagnalis	physacut	Physella acuta
baetmuti	Alainites muticus	heorusad	Helophorus sp. Ad.	platmaad	Platambus maculatus Ad.
baetnige	Nigrobaetis niger	heptcoer	Dacnogenia coerulans	platmacu	Platambus maculatus Lv.
baetrhod	Baetis rhodani	heptgen.	Heptageniidae Gen. sp.	pleccosn	Plectrocnemia conspersa
baetscam	Baetis scambus	hetegen.	Heteroptera Gen. sp.	plecgeni	Plectrocnemia geniculata geniculata
bracmont	Brachycentrus montanus	hyddelfiv	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	plecsp.	Plectrocnemia sp.
bracrisi	Brachyptera risi	hydrangu	Hydropsyche angustipennis	pocilalu	Potamophylax cingulatus/latipennis/luctuosus
bracseti	Brachyptera seticornis	hydrdead	Hydraena dentipes Ad.	polyflav	Polycentropus flavomaculatus
brterasp	Brachyptera sp.	hydrdrina	Hydropsyche dinarica	potaanti	Potamopyrgus antipodarum
brycelad	Brychius elevatus Ad.	hydrinco	Hydropsyche incognita	potacing	Potamophylax cingulatus cingulatus
caensp	Caenis sp.	hydrinst	Hydropsyche instabilis	potaluct	Potamophylax luctuosus
capnbifr	Capnia bifrons	hydrmiad	Hydraena minutissima Ad.	potarotu	Potamophylax rotundipennis
casesp.	Pisidium sp.	hydrmlad	Hydraena melas Ad.	poaylaxsp	Potamophylax sp.
ceragen.	Ceratopogonidae Gen. sp.	hydrmnad	Hydroporus memnonius Ad.	proacoxa	Proasellus coxalis
chaegen.	Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.	hydrpell	Hydropsyche pellucidula	procbifi	Proclleon bifidum
chaevill	Chaetopteryx villosa	hydrpyad	Hydraena pygmaea Ad.	prodgen.	Prodiamesinae Gen. sp.
chidaege	Chironomidae Gen. sp.	hydrread	Hydraena reyi Ad.	proshirt	Prosimulium hirtipes
chilinge	Chironomini Gen. sp.	hydrsaxo	Hydropsyche saxonica	prosimusp	Prosimulium sp.
chlotrip	Chloroperla tripunctata	hydrsilf	Hydropsyche silfvenii	protonsp	Protonemura sp.
cornaege	Corixinae Gen. sp.	hydrsilf	Hydropsyche silfvenii	psydidge	Psychodidae Gen. sp.
cyphonad	Cyphon sp. Ad.	hygrisad	Hydraena gracilis Ad.	psymyige	Psychomyiidae Gen. sp.
derolad	Deronectes latus Ad.	hynaniad	Hydraena nigrita Ad.	ptycscp.	Ptychoptera sp.
deroplad	Deronectes platynotus Ad.	hynaspad	Hydraena sp. Ad.	radisp.	Radix sp.
dianaege	Diamesinae Gen. sp.	hyphilge	Hydrophilidae Gen. sp. Lv.	rhaggen.	Rhagionidae Gen. sp.
dicransp	Dicranota sp.	hyporing	Hydroporinae Gen. sp. Lv.	rhitherc	Rhithrogena hercynia
dinoceph	Dinocras cephalotes	hytilasp	Hydroptila sp.	rhitsegr	Rhithrogena semicolorata-Gr.
diurbica	Diura bicaudata	hyychesp	Hydropsyche sp.	rhyadonu	Rhyacophila dorsalis/nubila
dixigen.	Dixidae Gen. sp.	ibismarg	Ibsia marginata	rhyafasc	Rhyacophila fasciata
doldaege	Dolichopodiidae Gen. sp.	isosp.	Isoperla sp.	rhyalaev	Rhyacophila laevis
drusannu	Drusus annulatus	lephlege	Leptophlebiidae Gen. sp.	rhyaoqli	Rhyacophila oblitterata
drusgen.	Drusinae Gen. sp.	lepstoge	Lepidostomatidae Gen. sp.	rhyaprae	Rhyacophila praemorsa
dryospad	Dryops sp. Ad.	leucbrau	Leuctra braueri	rhyatris	Rhyacophila tristis
eccldale	Ecclosiapteryx dalearica	leucgeni	Leuctra geniculata	rhyilasp	Rhyacophila sp.
eccqlutt	Ecclosiapteryx guttulata	leucnigr	Leuctra nigra	serisp.	Sericostoma sp.
ecdyvegr	Ecdyonurus venosus-Gr.	leuctrsp	Leuctra sp.	sialsp.	Sialis sp.
eisetetr	Eiseniella tetraedra	limdaege	Limonidae Gen. sp.	silopall	Silo pallipes
elecaffi	Electrogena affinis	limnepsp	Limnephilus sp.	silopice	Silo picus
eleclate	Electrogena lateralis	limnius	Limnius sp. Lv.	silosp.	Silo sp.
eleccsp.	Electrogena sp.	limnopac	Limnius opacus Lv.	simuargy	Simulium argyreatum
elmiamad	Elmis aenea/maugeti Ad.	limnopad	Limnius opacus Ad.	simueryt	Simulium erythrocephalum
elmiroad	Elmis rioloides Ad.	limnpead	Limnius perrisi Ad.	simugen.	Simuliidae Gen. sp.
elmisp.	Elmis sp. Lv.	limnperr	Limnius perrisi Lv.	simulisp	Simulium sp.
elmispad	Elmis sp. Ad.	limntradr	Limnephilus truncatellus Ad.	simu urba	Simulium urbanum
elomarad	Elodes marginata Ad.	limnvoad	Limnius volckmari Ad.	simuvern	Simulium vernum
elomarlv	Elodes marginata Lv.	limnvold	Limnius volckmari Lv.	siphonsp	Siphonoperla sp.
elomgrlv	Elodes minuta-Gr. Lv.	liphidge	Limnephilidae Gen. sp.	siphtror	Siphonoperla torrentium
empidige	Empididae Gen. sp.	lipobrdv	Liponeura brevirostris/decipiens/vimmeri	sphiumsp	Sphaerium sp.
enchygen	Enchytraeidae Gen. sp.	lipocici	Liponeura cinerascens cinerascens	sticduad	Stictotarsus duodecimpustulatus Ad.
epellasp	Ephemerella sp.	lumbvari	Lumbriculus variegatus	stragen.	Stratiomyidae Gen. sp.
epeosylv	Epeorus sylvicola	lumcidige	Lumbricidae Gen. sp.	stylheri	Stylodrilus heringianus
ephedani	Ephemera danica	lumculge	Lumbricidae Gen. sp.	tabagen.	Tabanidae Gen. sp.
epheigni	Serratella ignita	melamuco	Melampophylax mucoreus	taninige	Tanytarsini Gen. sp.
ephemajo	Torleya major	micrlong	Micrasema longulum	tannaage	Tanytarsini Gen. sp.
ephemucr	Ephemerella mucronata	micrmini	Micrasema minimum	therless	Theromyzon tessellatum
erposp.	Erpobdella sp.	micrseti	Micrasema setiferum setiferum	tinorost	Tinodes rostocki
esolanad	Esolus angustatus Ad.	mystazur	Mystacides azurea	tipdaege	Tipulidae Gen. sp.
esolangu	Esolus angustatus Lv.	naidgen.	Naididae Gen. sp.	tubigen.	Tubificidae Gen. sp.
esolpaad	Esolus parallelepipedus Ad.	nebreld	Nebrioporus elegans Ad.	turbgen.	Turbellaria Gen. sp.
esolsp.	Esolus sp. Lv.	nemours	Nemoura sp.	veligen.	Velidae Gen. sp.
galbtrun	Galba truncatula	nirgussp	Niphargus sp.	velisp.	Velia sp.
gammfoss	Gammarus fossarum	odonaldi	Odontocerus albicorne	wormocci	Wormaldia occipitalis occipitalis
gammipule	Gammarus pulex	oecimone	Oecismus monedula		
glosscomp	Glossiphonia complanata	olichgen	Oligochaeta Gen. sp.		
glosconf	Glossosoma conformis	orecviad	Orectochilus villosus Ad.		

Tabelle B.3: Kriterien zur Vorauswahl der Metriks (dargestellt sind alle ausgeschlossenen Metriks inklusive der für die Entscheidung maßgeblichen Gründe; n = Anzahl zugehöriger Metriks; Krit. = maßgebliches Kriterium [mod = Metrik ohne Bezug zur Struktur; reg = Metrik für die Region nicht geeignet; typ = Metrik angepasst auf anderen Gewässertyp; n.g. = Metrik generell nicht geeignet; grad = Metrik mit unzureichendem Gradient]).

Metrik	n	Krit.	Metrik	n	Krit.
Saprobic Index (Zelinka & Marvan)	1	mod	Current preference: no data available	1	n.g.
Saprobic valences: xeno [%] bis poly [%]	10	mod	delta Potamon Typie Index (abundance classes)	1	n.g.
Saprobic valence: no data available	1	n.g.	Microhabitat preference: Type Arg, Oth	2	grad
German Saprobic Index: old and new version	2	mod	Microhabitat preference: no data available	1	n.g.
- Abundance	2	mod	Feeding types: Miners, Xyloph., Parasites	3	grad
- Indicator Taxa	2	mod	Feeding types: other, no data available	2	n.g.
- Dispersion	2	n.g.	Feeding types: Active/Passive filter feeders	1	grad
- Water Quality Class (old version)	1	n.g.	Locomotion type: other, no data available	2	n.g.
Dutch Saprobic Index	1	mod	Taxonomic group [%]: Porifera, Coelenterata, Cestoda, Trematoda, Turbellaria, Nematoda, Nematomorpha, Polychaeta, Araneae, Lepidoptera, Bryozoa, Hydrachnidia, others	13	grad
Czech Saprobic Index	1	mod	Taxonomic group [%]: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Crustacea	5	grad
Biological Monitoring Working Party	1	mod	Taxonomic group [%]: Odonata, Heteroptera, Planipennia, Megaloptera	4	grad
Average score per Taxon	1	mod	Taxonomic group [%]: EPT/OL	1	n.g.
BMWP (Spanish version)	1	mod	Number of taxa: Porifera, Coelenterata, Cestoda, Trematoda, Turbellaria, Nematoda, Nematomorpha, Polychaeta, Araneae, Lepidoptera, Bryozoa, Hydrachnidia, others	13	grad
DSFI	2	reg	Number of taxa: Bivalvia, Crustacea, Odonata, Heteroptera, Planipennia, Megaloptera	6	grad
BBI	1	reg	Number of taxa [%]: EPT/OL	1	n.g.
IBE	5	reg	Number of taxa [%]: OD-Taxa (Austria)	1	reg
MAS	4	reg	Number of taxa [%]: EPT-Taxa (Austria)	1	reg
Acid Class (Braukmann)	1	mod	Number of taxa: OD/Total-Taxa	1	reg
Acid Index (Hendrikson & Medin)	1	mod	Abundance: Porifera, Coelenterata, Cestoda, Trematoda, Turbellaria, Nematoda, Nematomorpha, Polychaeta, Araneae, Lepidoptera, Bryozoa, Hydrachnidia, others	13	grad
German Fauna Index D01, D02, D03, D05	4	typ	Abundance: Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Crustacea, Odonata, Heteroptera, Planipennia, Megaloptera	9	grad
Portuguese Index	1	reg	Index of Biocoenotic Region	1	n.g.
Number of sensitive taxa (Austria)	1	reg	Indices by FAA (Austria)	6	reg.
Zonation: hypopotamal, profundal	2	grad	Italian metrics	26	reg
Zonation: no data available	1	n.g.			

Tabelle B.4: Ergebnisse der Kandidatenmetriks (Tol. = Toleranz; zur Erläuterung der Metrikkürzel siehe Tabelle 9).

	Zusammensetzung / Abundanz							Tol.	Vielfalt / Diversität							Funktionen														
	Eph. %	Plec. %	Trich. %	EPT. %	Plec. ab	Trich. ab	Cole. ab	DFI_05	Taxa_n	Div_Marg	Gastr_n	Trich_n	Coleo_n	EPT_n	EPTCOB	Z_EuKre	Z_HypKre	Z_EpiRhi	Z_HypRhi	Z_EpiPot	Z_MetPot	Cur_RL	Cur_RB	Rheo_cl	H_Aka	H_Phy	F_Zerkl	F_Sedfr	F_pFiltr	L_schw
WWb_1	15,6	8,9	17,8	54,6	64,8	130,4	67,2	1,36	61	10,3	1	14	11	32	43	3,8	9,5	34,7	14,6	7,4	0,2	4,3	20,4	0,9	17,5	12,1	23,0	22,6	8,9	0,9
WWb_2	9,1	16,9	10,1	50,3	364,0	217,6	979,2	1,39	63	9,1	0	14	15	33	48	3,0	10,0	34,2	15,8	8,0	0,6	3,1	12,5	1,0	14,7	19,2	14,0	13,4	20,5	0,4
Kal_1	2,8	6,0	14,5	43,0	24,0	58,4	24	1,45	44	8,2	1	8	9	20	29	3,2	9,4	31,4	13,5	8,7	1,4	1,8	27,3	1,0	19,8	17,9	18,9	17,1	33,8	0,0
Kal_2	6,1	6,5	9,7	53,0	278,4	412,8	297,6	1,26	58	7,7	0	17	10	34	44	5,4	9,6	31,7	17,0	7,5	0,2	1,5	11,1	1,0	35,1	3,9	11,6	9,6	53,3	0,6
Erk	18,9	22,0	29,5	59,4	96,8	129,6	62,4	1,47	48	8,5	1	8	8	26	34	0,2	10,7	47,3	10,3	4,0	0,4	5,5	27,9	1,0	7,5	11,5	5,4	22,1	9,7	1,0
Rur	28,2	46,3	9,8	63,4	268,0	56,8	40,8	0,98	47	7,9	0	12	12	25	37	2,7	7,2	32,4	19,5	8,0	0,7	7,9	23,3	0,9	17,0	19,3	13,8	22,0	1,7	0,8
PIB	14,3	13,4	5,2	54,7	624,0	240,0	187,2	1,33	49	7,1	1	10	8	29	37	0,6	14,8	35,4	13,2	4,5	1,3	9,4	41,2	1,0	16,0	21,3	3,2	10,8	53,5	1,2
PrB	6,0	2,7	1,5	61,1	69,6	37,6	20,8	1,26	34	4,6	0	5	4	23	27	0,1	17,0	38,8	11,8	1,9	0,4	1,5	35,4	1,0	28,7	12,4	1,1	2,9	85,5	0,4
WoB	22,6	9,6	2,9	50,0	280,0	84,0	308	1,02	46	6,8	0	7	11	26	37	0,3	11,5	29,5	18,8	8,2	1,6	7,0	20,1	1,0	22,0	18,5	1,3	15,6	49,0	0,4
NaB	21,9	3,3	5,7	51,4	11,2	19,2	0	-0,40	38	6,5	3	9	0	21	21	0,8	7,5	17,9	24,9	11,7	1,7	15,2	17,7	0,8	7,1	30,2	15,0	45,7	11,1	0,2
Rah_1	37,2	1,6	2,8	28,6	5,6	9,6	0	-1,25	30	5,3	2	3	0	11	12	0,4	5,8	12,7	30,1	13,8	1,8	10,9	4,6	0,7	6,9	32,7	18,7	35,4	2,6	0,0
Rah_2	14,9	0,7	3,2	32,9	16,0	73,6	16	-1,12	25	4,1	1	4	3	9	12	0,0	1,8	3,1	37,0	18,8	0,9	10,4	3,7	0,6	8,9	32,2	44,0	24,8	1,6	0,0
Els	63,5	6,9	3,3	50,0	36,8	17,6	2,4	-0,50	40	6,7	1	5	2	19	21	0,1	9,0	23,8	23,5	9,7	2,3	21,7	20,3	0,9	6,7	36,1	1,8	36,9	8,6	0,7
Vol	35,7	2,2	8,5	45,9	4,8	18,4	3,2	-0,41	38	6,7	1	8	4	20	24	1,0	7,1	17,9	26,7	10,1	1,8	14,2	8,3	0,9	3,8	31,6	3,7	42,3	2,7	0,0
Lin	23,0	29,8	12,2	46,6	497,6	204,0	68	1,28	62	9,7	1	11	10	28	40	3,8	9,4	33,2	18,4	8,4	0,7	9,1	27,5	0,9	17,8	15,2	17,4	24,0	18,3	1,3
WaB	19,7	4,3	16,6	59,2	56,8	217,6	36,8	1,37	63	9,5	1	14	7	37	44	0,3	12,8	43,4	11,7	2,9	0,3	3,4	64,4	0,9	8,2	16,5	2,3	8,8	43,4	2,5
Röh	54,1	5,9	7,5	60,5	41,6	52,8	67,2	1,10	53	8,2	0	12	5	32	37	1,3	7,3	38,2	16,9	6,1	0,5	4,1	43,7	1,0	15,7	12,7	5,7	14,7	13,7	2,7
Sal_1	51,2	14,9	10,0	56,4	88,0	59,2	44,8	0,83	58	9,6	2	9	9	30	39	0,8	7,7	36,5	18,4	6,7	0,4	3,4	29,5	0,9	10,5	21,2	3,5	21,5	7,2	1,4
Sal_2	54,2	12,9	7,9	55,5	364,0	224,0	384	1,04	50	7,0	1	10	11	26	37	1,3	7,6	33,5	16,8	9,5	1,7	11,7	29,2	0,9	10,8	28,5	6,2	25,0	3,3	0,7
Pal	42,6	17,1	7,6	59,7	152,8	68,0	110,4	1,44	64	10,3	1	14	11	36	47	0,7	8,8	38,5	17,3	7,1	0,2	2,3	43,9	0,9	15,3	9,8	4,0	11,3	7,5	1,1
Nam	35,0	26,1	11,6	65,6	216,0	96,0	156,8	1,44	61	9,4	1	13	7	36	43	1,2	9,0	43,8	14,8	4,7	0,1	4,0	42,2	1,0	17,3	7,5	7,7	15,5	2,4	1,8
Mar	26,2	15,4	13,4	55,6	556,8	484,8	604,8	1,25	61	8,4	0	12	16	33	49	0,8	9,6	33,0	18,2	7,5	0,8	10,3	30,4	0,9	15,7	20,8	11,1	17,1	25,1	0,7
GoB	1,3	53,1	5,0	39,4	222,4	20,8	24	1,22	47	8,1	1	6	10	20	31	0,5	12,2	32,4	17,2	3,2	0,2	1,8	25,3	0,9	4,4	29,1	4,6	19,6	20,6	0,1
EiB_1	21,8	19,5	9,5	54,5	120,8	59,2	11,2	1,38	58	10,3	1	11	9	31	40	1,1	9,1	37,8	15,9	4,0	0,1	3,9	55,6	0,9	13,3	14,2	9,1	10,9	12,9	3,0
EiB_2	14,3	16,6	9,9	51,2	595,2	355,2	787,2	1,41	62	8,4	0	13	15	32	47	2,6	11,3	33,5	16,0	8,5	0,1	6,8	33,2	0,9	15,2	15,6	19,0	16,2	18,2	1,0
Rie	13,6	37,2	10,6	56,3	251,2	71,2	11,2	1,56	59	10,1	1	14	6	32	38	1,7	11,1	35,6	12,9	4,4	0,1	10,4	20,2	1,0	7,1	12,7	16,5	29,4	9,5	0,6
TrB	20,1	12,7	3,4	61,0	168,8	45,6	9,6	0,78	49	7,4	1	12	4	30	34	0,1	6,6	30,1	21,4	6,1	0,6	3,1	6,0	1,0	31,3	10,3	1,2	16,3	56,2	0,5
Laa	29,1	24,9	18,0	61,4	262,4	190,4	41,6	1,39	61	9,6	1	10	9	32	41	1,3	10,7	42,0	12,5	4,1	0,1	2,0	39,5	0,9	7,8	12,0	7,2	21,3	11,5	1,4
Lah	39,4	20,0	10,4	62,1	463,2	240,0	482,4	1,13	66	9,6	0	16	14	40	54	1,1	9,3	32,7	19,1	10,9	1,0	9,9	23,5	1,0	13,8	18,6	8,7	17,6	7,3	0,8
DrB_1	21,8	10,3	17,9	45,2	46,4	80,8	10,4	-0,31	47	7,9	1	6	5	20	26	0,4	4,2	17,6	29,1	10,7	1,3	29,9	7,8	0,8	11,4	22,0	6,0	26,7	11,5	0,0
DrB_2	7,3	5,4	5,6	28,0	30,4	31,2	68	0,61	47	10,1	0	6	7	18	25	0,8	5,2	13,8	29,5	16,3	1,2	54,9	3,5	0,8	15,7	20,4	3,4	43,2	5,5	0,3
WWb_1	6,8	11,8	20,4	51,6	119,2	206,4	134,4	1,41	66	10,4	1	19	12	34	46	5,6	9,0	26,3	17,3	9,2	0,6	13,8	10,2	0,9	22,0	11,2	33,5	20,3	11,8	0,2
WWb_2	10,8	20,3	9,9	50,7	1286,4	628,8	211,2	1,16	49	7,3	0	18	7	28	35	11,8	11,5	24,5	13,7	7,6	1,4	5,2	3,8	0,9	10,1	9,4	23,3	39,9	7,8	0,5
Kal_1	9,6	2,3	24,7	45,5	23,2	251,2	74,4	1,14	54	7,9	1	17	11	25	37	6,9	11,2	22,5	19,6	10,3	0,4	24,3	8,2	0,9	19,9	16,0	35,4	25,1	5,4	0,1
Kal_2	7,5	6,8	3,2	34,9	321,6	153,6	686,4	1,35	45	5,7	0	9	13	18	31	7,0	10,4	24,6	18,2	9,7	0,4	2,8	7,2	1,0	29,3	9,9	30,6	14,9	24,7	0,6
Erk	26,8	15,7	28,6	63,3	212,0	386,4	68	1,26	67	10,4	1	23	9	39	49	2,0	7,0	24,1	21,4	10,7	2,0	19,5	21,7	0,9	10,0	21,7	9,6	29,3	15,0	0,6
Rur	14,8	6,6	26,1	50,0	36,0	142,4	28	0,73	44	7,1	0	13	8	22	30	1,0	6,8	19,7	23,2	10,1	3,3	16,1	24,5	0,9	14,1	16,8	3,8	23,2	28,7	0,3
PIB	11,3	13,4	5,3	48,3	489,6	192,0	192	1,31	55	7,2	0	11	13	27	40	8,2	11,4	23,0	18,0	9,1	0,7	4,8	4,3	0,9	21,3	12,7	9,1	27,3	30,8	0,3
PrB	34,2	10,3	7,3	47,4	263,2	186,4	105,6	0,96	46	7,0	1	8	8	22	30	3,2	5,1	20,2	24,0	14,1	1,0</									

Tabelle B.5: Autokorrelation der Kandidatenmetriks (angegeben ist der Korrelationskoeffizient nach Spearman; Erläuterung der Kürzel in Tabelle 9; alle Koeffizienten größer als 0,80 sind hellgrau hinterlegt; Tol. = Metrikgruppe Toleranz).

	Zusammensetzung / Abundanz							Tol.	Vielfalt / Diversität							Funktionen													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
1 Eph_%	1	0,27	-0,07	0,33	0,11	-0,15	-0,02	-0,31	0,02	0,03	0,23	-0,09	-0,11	0,09	0,03	-0,28	-0,26	0,07	0,16	0,10	0,32	0,06	-0,04	-0,21	0,33	-0,34	0,16	-0,28	0,24
2 Plec_%	0,27	1	0,26	0,54	0,75	0,18	0,21	0,43	0,44	0,48	-0,10	0,31	0,26	0,45	0,43	0,16	0,32	0,57	-0,49	-0,50	-0,36	-0,35	0,40	0,05	-0,27	-0,07	-0,27	0,18	0,49
3 Trich_%	-0,07	0,26	1	0,33	0,06	0,58	0,07	0,41	0,61	0,66	-0,06	0,69	0,39	0,51	0,55	0,39	0,12	0,23	-0,23	-0,19	-0,27	0,25	0,07	-0,08	-0,31	0,25	-0,10	0,11	0,25
4 EPT_%_cl	0,33	0,54	0,33	1	0,42	0,24	0,15	0,51	0,58	0,51	-0,17	0,52	0,18	0,77	0,62	-0,07	0,36	0,72	-0,57	-0,67	-0,45	-0,32	0,56	0,17	-0,45	-0,19	-0,50	0,33	0,71
5 Plec_ab	0,11	0,75	0,06	0,42	1	0,53	0,64	0,45	0,47	0,29	-0,39	0,38	0,53	0,49	0,55	0,34	0,44	0,52	-0,52	-0,41	-0,26	-0,41	0,54	0,27	-0,33	0,01	-0,29	0,38	0,46
6 Trich_ab	-0,15	0,18	0,58	0,24	0,53	1	0,64	0,45	0,67	0,45	-0,40	0,74	0,71	0,59	0,71	0,58	0,31	0,22	-0,30	-0,11	-0,20	0,10	0,25	0,22	-0,36	0,37	-0,14	0,23	0,29
7 Cole_ab	-0,02	0,21	0,07	0,15	0,64	0,64	1	0,42	0,43	0,25	-0,60	0,38	0,74	0,41	0,56	0,40	0,37	0,31	-0,37	-0,11	-0,07	-0,13	0,43	0,39	-0,29	0,07	-0,23	0,26	0,32
8 DFI_05	-0,31	0,43	0,41	0,51	0,45	0,45	0,42	1	0,65	0,61	-0,40	0,53	0,51	0,65	0,67	0,37	0,72	0,75	-0,82	-0,70	-0,72	-0,42	0,67	0,38	-0,71	0,23	-0,63	0,45	0,60
9 Taxa_n	0,02	0,44	0,61	0,58	0,47	0,67	0,43	0,65	1	0,88	-0,28	0,86	0,65	0,93	0,96	0,41	0,32	0,52	-0,43	-0,41	-0,52	-0,05	0,36	0,12	-0,47	0,20	-0,30	0,23	0,59
10 Div_Marg	0,03	0,48	0,66	0,51	0,29	0,45	0,25	0,61	0,88	1	-0,21	0,74	0,53	0,80	0,81	0,30	0,22	0,47	-0,37	-0,36	-0,47	0,01	0,27	0,04	-0,40	0,15	-0,23	0,15	0,51
11 Gastr_n	0,23	-0,10	-0,06	-0,17	-0,39	-0,40	-0,60	-0,40	-0,28	-0,21	1	-0,33	-0,56	-0,29	-0,41	-0,30	-0,41	-0,27	0,33	0,25	0,18	0,14	-0,46	-0,43	0,37	-0,13	0,37	-0,38	-0,22
12 Trich_n	-0,09	0,31	0,69	0,52	0,38	0,74	0,38	0,53	0,86	0,74	-0,33	1	0,60	0,84	0,84	0,56	0,25	0,32	-0,33	-0,28	-0,37	0,08	0,35	0,16	-0,50	0,34	-0,20	0,19	0,41
13 Coleo_n	-0,11	0,26	0,39	0,18	0,53	0,71	0,74	0,51	0,65	0,53	-0,56	0,60	1	0,53	0,75	0,54	0,37	0,30	-0,33	-0,16	-0,26	-0,03	0,33	0,33	-0,28	0,31	-0,25	0,21	0,30
14 EPT_n	0,09	0,45	0,51	0,77	0,49	0,59	0,41	0,65	0,93	0,80	-0,29	0,84	0,53	1	0,94	0,24	0,37	0,63	-0,53	-0,55	-0,52	-0,19	0,52	0,17	-0,53	0,06	-0,43	0,34	0,66
15 EPTCOB_n	0,03	0,43	0,55	0,62	0,55	0,71	0,56	0,67	0,96	0,81	-0,41	0,84	0,75	0,94	1	0,38	0,40	0,55	-0,48	-0,44	-0,48	-0,13	0,47	0,21	-0,47	0,18	-0,40	0,31	0,60
16 Z_EuKren	-0,28	0,16	0,39	-0,07	0,34	0,58	0,40	0,37	0,41	0,30	-0,30	0,56	0,54	0,24	0,38	1	0,18	0,00	-0,16	0,04	-0,20	0,08	0,17	0,34	-0,40	0,59	0,11	-0,02	0,01
17 Z_HypKren	-0,26	0,32	0,12	0,36	0,44	0,31	0,37	0,72	0,32	0,22	-0,41	0,25	0,37	0,37	0,40	0,18	1	0,70	-0,83	-0,72	-0,50	-0,47	0,63	0,29	-0,47	0,01	-0,59	0,52	0,42
18 Z_EpiRhi	0,07	0,57	0,23	0,72	0,52	0,22	0,31	0,75	0,52	0,47	-0,27	0,32	0,30	0,63	0,55	0,00	0,70	1	-0,92	-0,90	-0,64	-0,65	0,73	0,28	-0,60	-0,20	-0,70	0,53	0,77
19 Z_HypRhi	0,16	-0,49	-0,23	-0,57	-0,52	-0,30	-0,37	-0,82	-0,43	-0,37	0,33	-0,33	-0,33	-0,53	-0,48	-0,16	-0,83	-0,92	1	0,87	0,59	0,65	-0,75	-0,30	0,65	0,06	0,65	-0,55	-0,62
20 Z_EpiPot	0,10	-0,50	-0,19	-0,67	-0,41	-0,11	-0,11	-0,70	-0,41	-0,36	0,25	-0,28	-0,16	-0,55	-0,44	0,04	-0,72	-0,90	0,87	1	0,68	0,64	-0,68	-0,25	0,63	0,18	0,70	-0,59	-0,64
21 Z_MetPot	0,32	-0,36	-0,27	-0,45	-0,26	-0,20	-0,07	-0,72	-0,52	-0,47	0,18	-0,37	-0,26	-0,52	-0,48	-0,20	-0,50	-0,64	0,59	0,68	1	0,48	-0,41	-0,28	0,69	-0,21	0,62	-0,24	-0,53
22 Cur_RL	0,06	-0,35	0,25	-0,32	-0,41	0,10	-0,13	-0,42	-0,05	0,01	0,14	0,08	-0,03	-0,19	-0,13	0,08	-0,47	-0,65	0,65	0,64	0,48	1	-0,56	-0,33	0,45	0,09	0,59	-0,47	-0,37
23 Rheo_cl	-0,04	0,40	0,07	0,56	0,54	0,25	0,43	0,67	0,36	0,27	-0,46	0,35	0,33	0,52	0,47	0,17	0,63	0,73	-0,75	-0,68	-0,41	-0,56	1	0,46	-0,62	-0,10	-0,54	0,56	0,54
24 H_Aka	-0,21	0,05	-0,08	0,17	0,27	0,22	0,39	0,38	0,12	0,04	-0,43	0,16	0,33	0,17	0,21	0,34	0,29	0,28	-0,30	-0,25	-0,28	-0,33	0,46	1	-0,52	0,19	-0,48	0,37	0,21
25 H_Phy	0,33	-0,27	-0,31	-0,45	-0,33	-0,36	-0,29	-0,71	-0,47	-0,40	0,37	-0,50	-0,28	-0,53	-0,47	-0,40	-0,47	-0,60	0,65	0,63	0,69	0,45	-0,62	-0,52	1	-0,12	0,47	-0,43	-0,50
26 F_Zerkl	-0,34	-0,07	0,25	-0,19	0,01	0,37	0,07	0,23	0,20	0,15	-0,13	0,34	0,31	0,06	0,18	0,59	0,01	-0,20	0,06	0,18	-0,21	0,09	-0,10	0,19	-0,12	1	-0,02	-0,22	-0,14
27 F_Sedfr	0,16	-0,27	-0,10	-0,50	-0,29	-0,14	-0,23	-0,63	-0,30	-0,23	0,37	-0,20	-0,25	-0,43	-0,40	0,11	-0,59	-0,70	0,65	0,70	0,62	0,59	-0,54	-0,48	0,47	-0,02	1	-0,53	-0,53
28 F_pFiltr	-0,28	0,18	0,11	0,33	0,38	0,23	0,26	0,45	0,23	0,15	-0,38	0,19	0,21	0,34	0,31	-0,02	0,52	0,53	-0,55	-0,59	-0,24	-0,47	0,56	0,37	-0,43	-0,22	-0,53	1	0,32
29 L_schw-glei	0,24	0,49	0,25	0,71	0,46	0,29	0,32	0,60	0,59	0,51	-0,22	0,41	0,30	0,66	0,60	0,01	0,42	0,77	-0,62	-0,64	-0,53	-0,37	0,54	0,21	-0,50	-0,14	-0,53	0,32	1

Tabelle C.1: Liste beschreibender Parameter der Einzugsgebiete (inklusive der summarischen Indizes zu Bewertung, Struktur und Nutzung; Kat. = Kategorie [1 = bebaute Flächen, 2 = landwirtschaftliche Flächen, 3 = Waldflächen, 4 = Wasserflächen]; Z. = Zulauf; Erläuterungen zu Nutzungsarten, räumlichen Skalen sowie der Erhebung der Quelhöhen und Gefälle siehe Kapitel 4.2.1.2, ab Seite 69).

Kürzel	Indizes			Nutzungsanteile - AREA				Nutzungsanteile - REACH				Nutzungsanteile - LOCAL				Quelhöhen				mittlere Gefälle			
	EQIM ₂	Struktur	Nutzung	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4	Z.1	Z.2	Z.3	Z.4	Z.1	Z.2	Z.3	Z.4
WWb_1	0,83	0,99	0,99	4,1	35,5	60,4	0,0	0,9	18,7	80,4	0,0	0,0	15,2	84,8	0,0	500	495	445	---	3,5%	3,6%	3,2%	---
WWb_2	0,78	0,99	0,99	2,9	25,7	71,4	0,0	0,7	19,9	79,4	0,0	0,0	21,1	78,9	0,0	500	495	445	---	3,0%	3,0%	2,7%	---
Kal_1	0,68	0,69	0,49	11,5	69,4	17,5	1,5	1,9	49,3	31,6	17,2	0,0	70,6	29,4	0,0	570	570	545	---	1,4%	1,7%	1,3%	---
Kal_2	0,76	0,80	0,74	12,0	70,3	16,3	1,3	1,7	44,7	37,9	15,6	0,0	15,2	84,8	0,0	570	570	545	---	1,7%	2,0%	1,6%	---
Erk	0,74	0,50	0,71	0,2	25,5	74,3	0,0	1,0	37,7	61,3	0,0	6,5	67,8	25,7	0,0	610	605	560	---	3,3%	3,5%	4,3%	---
Rur	0,63	0,86	0,70	3,2	32,2	50,2	14,4	1,8	28,0	30,7	39,5	11,6	37,9	50,4	0,0	660	590	575	615	1,2%	0,9%	0,8%	1,7%
PIB	0,77	0,72	0,99	1,4	14,6	83,9	0,0	0,0	22,9	77,1	0,0	0,0	28,1	71,9	0,0	610	600	600	---	3,8%	3,9%	4,5%	---
PrB	0,58	0,70	0,61	4,4	69,7	25,9	0,0	0,0	59,7	40,3	0,0	0,0	52,8	47,2	0,0	630	625	660	---	2,6%	2,6%	3,2%	---
WoB	0,53	0,36	0,46	4,9	49,6	45,6	0,0	2,3	59,9	37,7	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	590	590	600	630	2,1%	2,1%	2,6%	3,1%
NaB	0,17	0,01	0,37	2,7	39,3	58,1	0,0	9,4	56,1	34,6	0,0	36,7	52,7	10,6	0,0	450	445	445	375	3,1%	3,7%	4,4%	5,0%
Rah_1	0,13	0,15	0,00	19,1	52,9	27,5	0,4	51,2	33,4	11,4	4,0	65,4	13,7	20,9	0,0	380	385	405	---	2,0%	2,5%	3,8%	---
Rah_2	0,15	0,11	0,00	19,1	52,9	27,5	0,4	51,2	33,4	11,4	4,0	65,4	13,7	20,9	0,0	380	385	405	---	2,0%	2,5%	3,8%	---
Els	0,39	0,50	0,35	9,4	46,8	43,8	0,0	17,7	60,2	22,1	0,0	15,2	71,3	13,5	0,0	495	405	505	---	2,5%	2,5%	4,9%	---
Vol	0,35	0,31	0,17	25,6	35,8	38,6	0,0	36,6	34,2	29,2	0,0	42,1	47,2	10,8	0,0	480	520	485	---	2,3%	3,4%	2,8%	---
Lin	0,77	0,77	0,56	1,4	26,9	71,8	0,0	0,0	76,8	23,2	0,0	0,0	81,0	19,0	0,0	535	520	615	---	3,1%	3,0%	5,3%	---
WaB	0,75	0,77	0,90	0,2	4,8	95,0	0,0	0,0	37,5	62,5	0,0	0,0	44,8	55,2	0,0	545	550	435	---	4,0%	4,4%	1,8%	---
Röh	0,65	0,58	0,62	2,1	21,3	76,6	0,0	5,2	55,5	39,4	0,0	11,5	56,7	31,7	0,0	545	---	---	---	3,9%	---	---	---
Sal_1	0,55	0,45	0,34	1,9	30,2	67,9	0,0	8,3	77,9	13,7	0,0	19,5	80,5	0,0	0,0	510	---	---	---	2,2%	---	---	---
Sal_2	0,44	0,48	0,34	1,9	30,2	67,9	0,0	8,3	77,9	13,7	0,0	19,5	80,5	0,0	0,0	510	---	---	---	2,2%	---	---	---
Pal	0,71	0,71	0,36	5,4	31,0	63,6	0,0	13,7	39,2	47,1	0,0	53,1	35,0	11,9	0,0	740	740	655	---	5,3%	5,5%	3,8%	---
Nam	0,66	0,30	0,42	5,0	32,3	62,7	0,0	14,4	72,6	13,0	0,0	11,2	67,0	21,9	0,0	730	655	---	---	3,2%	2,6%	---	---
Mar	0,64	0,58	0,58	0,2	17,8	82,0	0,0	0,0	60,1	39,9	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	735	760	675	---	3,0%	3,5%	3,2%	---
GoB	0,65	0,75	0,59	0,0	17,5	82,5	0,0	0,0	75,0	25,0	0,0	0,0	81,9	18,1	0,0	465	465	460	---	2,3%	2,7%	2,8%	---
EIB_1	0,76	0,84	0,76	0,3	9,9	89,9	0,0	1,3	44,0	54,7	0,0	0,0	71,7	28,3	0,0	565	585	610	---	3,2%	4,7%	4,5%	---
EIB_2	0,72	0,84	0,76	0,3	9,9	89,9	0,0	1,3	44,0	54,7	0,0	0,0	71,7	28,3	0,0	565	585	610	---	3,2%	4,7%	4,5%	---
Rie	0,82	0,71	0,90	0,0	8,9	91,1	0,0	0,0	39,8	60,2	0,0	0,0	41,3	58,7	0,0	580	535	590	---	4,7%	4,4%	7,5%	---
TrB	0,52	0,43	0,45	1,8	31,7	66,4	0,0	3,2	62,2	34,6	0,0	13,6	86,4	0,0	0,0	645	615	515	430	4,4%	4,4%	3,9%	4,2%
Laa	0,82	0,79	0,70	0,0	17,0	83,0	0,0	0,0	58,8	41,2	0,0	0,0	69,9	30,1	0,0	585	570	595	610	2,4%	4,2%	4,5%	5,5%
Lah	0,64	0,64	0,65	3,0	24,8	72,2	0,0	6,6	57,4	36,0	0,0	0,0	64,1	35,9	0,0	605	625	600	---	2,4%	2,9%	3,4%	---
DrB_1	0,30	0,12	0,10	8,7	37,8	53,5	0,0	24,4	62,8	12,8	0,0	60,9	39,1	0,0	0,0	530	505	380	475	1,9%	2,6%	1,4%	1,6%
DrB_2	0,33	0,15	0,10	8,7	37,8	53,5	0,0	24,4	62,8	12,8	0,0	60,9	39,1	0,0	0,0	530	505	380	475	1,9%	2,6%	1,4%	1,6%

Tabelle C.2: Gegenüberstellung der *predicted values* zu den *observed values* (Modelle zur Nutzung, Struktur und Bewertung [Analyse B]).

Kürzel	Modell zur Nutzung (Kapitel 4.3.4.2)			Modell zur Struktur (Kapitel 4.3.4.3)			Modell zur Bewertung (Kapitel 4.3.4.4)		
	observed	predicted	residual	observed	predicted	residual	observed	predicted	residual
WWb_1	0,989	1,020	-0,030	0,989	0,934	0,055	0,825	0,813	0,012
WWb_2	0,991	1,006	-0,015	0,985	0,895	0,091	0,785	0,812	-0,028
Kal_1	0,494	0,514	-0,020	0,690	0,665	0,024	0,682	0,626	0,056
Kal_2	0,740	0,741	-0,001	0,797	0,873	-0,077	0,755	0,732	0,023
Erk	0,708	0,729	-0,022	0,498	0,540	-0,042	0,742	0,640	0,102
Rur	0,703	0,628	0,076	0,864	0,813	0,051	0,633	0,776	-0,143
PIB	0,995	0,986	0,009	0,719	0,765	-0,046	0,766	0,804	-0,038
PrB	0,611	0,696	-0,086	0,703	0,703	0,000	0,582	0,715	-0,133
WoB	0,465	0,506	-0,042	0,365	0,287	0,078	0,526	0,527	-0,001
NaB	0,374	0,396	-0,023	0,013	0,053	-0,040	0,173	0,281	-0,108
Rah_1	0,000	0,027	-0,027	0,145	0,155	-0,010	0,128	0,184	-0,056
Rah_2	0,000	0,027	-0,027	0,109	0,155	-0,046	0,150	0,171	-0,021
Els	0,349	0,370	-0,022	0,496	0,576	-0,080	0,392	0,455	-0,063
Vol	0,175	0,101	0,074	0,310	0,289	0,021	0,346	0,360	-0,014
Lin	0,558	0,548	0,009	0,774	0,822	-0,048	0,765	0,669	0,096
WaB	0,903	0,872	0,031	0,769	0,791	-0,022	0,750	0,733	0,017
Röh	0,622	0,610	0,012	0,582	0,601	-0,019	0,647	0,613	0,033
Sal_1	0,343	0,346	-0,003	0,453	0,408	0,045	0,549	0,467	0,082
Sal_2	0,343	0,346	-0,003	0,480	0,423	0,057	0,445	0,476	-0,032
Pal	0,362	0,358	0,003	0,715	0,689	0,025	0,708	0,698	0,010
Nam	0,424	0,425	-0,001	0,301	0,314	-0,013	0,662	0,560	0,101
Mar	0,576	0,567	0,009	0,576	0,409	0,167	0,641	0,719	-0,077
GoB	0,590	0,568	0,023	0,747	0,789	-0,042	0,651	0,606	0,045
EIB_1	0,757	0,737	0,020	0,844	0,815	0,029	0,763	0,770	-0,007
EIB_2	0,757	0,737	0,020	0,835	0,829	0,007	0,717	0,767	-0,050
Rie	0,899	0,877	0,023	0,711	0,735	-0,024	0,819	0,752	0,068
TrB	0,454	0,466	-0,012	0,426	0,598	-0,173	0,519	0,544	-0,024
Laa	0,697	0,685	0,011	0,795	0,788	0,007	0,818	0,734	0,084
Lah	0,650	0,650	-0,001	0,638	0,572	0,067	0,642	0,684	-0,043
DrB_1	0,097	0,089	0,007	0,125	0,105	0,019	0,305	0,259	0,046
DrB_2	0,097	0,089	0,007	0,145	0,205	-0,059	0,329	0,266	0,063

Tabelle C.3: Kenngrößen der Teilmodelle (TM = Teilmodell; die zweite Spalte beinhaltet das Kürzel der nicht berücksichtigten Probestelle).

Nr. TM	nicht ber. Probest.	multiple Regression		beta values			b-values				Erklärungsanteile			
		R	R ²	Struktur	Nutzung	q-Höhe	intercept	Struktur	Nutzung	q-Höhe	Struktur	Nutzung	q-Höhe	Rest
v1	WWb_1	0,9441	0,8913	0,4406	0,3748	0,2798	-0,1329	0,3426	0,2787	0,0007	35,9%	30,5%	22,8%	10,9%
v2	Kal_1	0,9476	0,8980	0,4323	0,4063	0,2722	-0,1285	0,3294	0,2947	0,0007	34,9%	32,8%	22,0%	10,2%
v3	Erk	0,9505	0,9034	0,5097	0,3352	0,2633	-0,1213	0,3851	0,2430	0,0006	41,6%	27,3%	21,5%	9,7%
v4	Rur	0,9558	0,9135	0,4943	0,3508	0,2810	-0,1482	0,3844	0,2565	0,0007	40,1%	28,5%	22,8%	8,7%
v5	NaB	0,9463	0,8955	0,3095	0,5338	0,2645	-0,0791	0,2366	0,3627	0,0006	25,0%	43,1%	21,4%	10,5%
v6	Rah_1	0,9373	0,8785	0,4814	0,3757	0,2633	-0,0995	0,3491	0,2661	0,0006	37,7%	29,5%	20,6%	12,2%
v7	Els	0,9467	0,8963	0,4735	0,3732	0,2621	-0,1131	0,3557	0,2694	0,0006	38,3%	30,2%	21,2%	10,4%
v8	Vol	0,9440	0,8911	0,4575	0,3800	0,2764	-0,1268	0,3458	0,2779	0,0007	36,6%	30,4%	22,1%	10,9%
v9	WaB	0,9456	0,8941	0,4560	0,3714	0,2775	-0,1324	0,3471	0,2752	0,0007	36,9%	30,1%	22,5%	10,6%
v10	Röh	0,9469	0,8967	0,4567	0,3811	0,2734	-0,1308	0,3475	0,2773	0,0007	36,9%	30,8%	22,1%	10,3%
v11	Sal_1	0,9494	0,9014	0,4423	0,3988	0,2755	-0,1396	0,3379	0,2924	0,0007	35,7%	32,2%	22,2%	9,9%
v12	Pal	0,9460	0,8950	0,4447	0,3962	0,2501	-0,1227	0,3386	0,2885	0,0007	36,5%	32,5%	20,5%	10,5%
v13	Nam	0,9520	0,9063	0,5059	0,3622	0,2095	-0,0804	0,3912	0,2637	0,0005	42,5%	30,5%	17,6%	9,4%
v14	GoB	0,9474	0,8975	0,4324	0,3955	0,2793	-0,1425	0,3315	0,2875	0,0007	35,0%	32,1%	22,6%	10,3%
v15	EIB_1	0,9452	0,8935	0,4513	0,3866	0,2749	-0,1296	0,3459	0,2806	0,0007	36,2%	31,0%	22,1%	10,7%
v16	Rie	0,9464	0,8956	0,4844	0,3475	0,2798	-0,1298	0,3628	0,2544	0,0007	39,0%	28,0%	22,5%	10,4%
v17	TrB	0,9467	0,8962	0,4463	0,3878	0,2750	-0,1315	0,3411	0,2820	0,0007	36,1%	31,3%	22,2%	10,4%
v18	Laa	0,9474	0,8976	0,4382	0,4011	0,2753	-0,1244	0,3307	0,2871	0,0007	35,3%	32,3%	22,2%	10,2%
v19	DrB_1	0,9439	0,8909	0,4544	0,3868	0,2802	-0,1402	0,3514	0,2844	0,0007	36,1%	30,7%	22,3%	10,9%
v20	WWb_2	0,9452	0,8935	0,4463	0,3820	0,2638	-0,1205	0,3493	0,2863	0,0006	36,5%	31,3%	21,6%	10,7%
v21	Kal_2	0,9456	0,8941	0,4483	0,3872	0,2761	-0,1294	0,3420	0,2809	0,0007	36,1%	31,1%	22,2%	10,6%
v22	PIB	0,9459	0,8948	0,4334	0,4028	0,2761	-0,1328	0,3277	0,3030	0,0007	34,9%	32,4%	22,2%	10,5%
v23	PrB	0,9545	0,9110	0,4682	0,3670	0,2915	-0,1590	0,3583	0,2673	0,0007	37,9%	29,7%	23,6%	8,9%
v24	WoB	0,9464	0,8957	0,4482	0,3865	0,2716	-0,1293	0,3444	0,2811	0,0007	36,3%	31,3%	22,0%	10,4%
v25	Rah_2	0,9368	0,8776	0,4672	0,3868	0,2711	-0,1177	0,3448	0,2765	0,0007	36,4%	30,2%	21,1%	12,2%
v26	Lin	0,9494	0,9015	0,4104	0,4264	0,2776	-0,1299	0,3119	0,3063	0,0007	33,2%	34,5%	22,5%	9,9%
v27	Sal_2	0,9461	0,8952	0,4608	0,3784	0,2719	-0,1251	0,3489	0,2753	0,0007	37,1%	30,5%	21,9%	10,5%
v28	Mar	0,9496	0,9017	0,4399	0,3853	0,2863	-0,1714	0,3349	0,2801	0,0008	35,7%	31,3%	23,2%	9,8%
v29	EIB_2	0,9470	0,8968	0,4578	0,3824	0,2742	-0,1322	0,3525	0,2792	0,0007	36,8%	30,8%	22,1%	10,3%
v30	Lah	0,9473	0,8973	0,4494	0,3889	0,2753	-0,1348	0,3425	0,2834	0,0007	36,2%	31,3%	22,2%	10,3%
v31	DrB_2	0,9455	0,8939	0,4539	0,3890	0,2798	-0,1441	0,3514	0,2876	0,0007	36,1%	31,0%	22,3%	10,6%
		0,9466	0,8961	0,4524	0,3861	0,2723	-0,1291	0,3447	0,2809	0,0097	36,5%	31,1%	22,0%	10,4%
Mittelwert der TM		0,9467	0,8963	0,4515	0,3873	0,2719	-0,1284	0,3440	0,2816	0,0007	36,4%	31,3%	21,9%	10,4%
Standardabw. der TM		0,0038	0,0072	0,0341	0,0325	0,0140	0,0184	0,0259	0,0200	0,0000	2,8%	2,6%	1,0%	0,7%

Tabelle D: Liste beschreibender Parameter der Einzugsgebiete der Probestellen am Waldbach (inklusive der summarischen Indizes zu Bewertung, Struktur und Nutzung; EQIM₂ und Strukturindex beziehen sich auf Frühjahrsdaten; Kat. = Kategorie [1 = bebaute Flächen, 2 = landwirtschaftliche Flächen, 3 = Waldflächen, 4 = Wasserflächen]; Z. = Zulauf; Erläuterungen zu Nutzungsarten, räumlichen Skalen sowie der Erhebung der Quelhöhen und Gefälle siehe Kapitel 4.2.1.2, ab Seite 69).

Kürzel	Indizes			Nutzungsanteile - AREA				Nutzungsanteile - REACH				Nutzungsanteile - LOCAL				Quellhöhen				mittlere Gefälle			
	EQIM ₂	Struktur	Nutzung	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4	Kat.1	Kat.2	Kat.3	Kat.4	Z.1	Z.2	Z.3	Z.4	Z.1	Z.2	Z.3	Z.4
WaB_PS1	0,72	0,81	0,90	0,2	4,8	95,0	0,0	0,0	37,5	62,5	0,0	0,0	44,8	55,2	0,0	545	550	435	---	4,0%	4,4%	1,8%	---
WaB_PS2	0,62	0,53	0,74	0,2	5,3	94,5	0,0	0,0	42,5	57,5	0,0	0,0	83,7	16,3	0,0	545	550	435	---	3,7%	4,1%	1,9%	---
WaB_PS3	0,45	0,21	0,34	0,5	9,6	89,9	0,0	39,1	37,7	18,9	4,3	18,4	81,6	0,0	0,0	545	550	435	---	3,4%	3,6%	2,0%	---
WaB_PS4	0,43	0,22	0,19	1,8	13,4	84,7	0,0	40,6	36,7	18,4	4,2	51,0	49,0	0,0	0,0	545	550	435	---	3,1%	3,3%	1,8%	---
WaB_PS5	0,28	0,22	0,09	3,4	16,3	80,3	0,0	41,7	36,1	18,1	4,1	73,6	26,4	0,0	0,0	545	550	435	---	3,0%	3,2%	1,8%	---

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all jenen bedanken, die mich während der Arbeiten zur Fertigstellung der Dissertation in vielfältiger Weise unterstützt haben.

Mein ganz besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. D. Hering für die ermutigende Unterstützung in allen inhaltlichen und organisatorischen Fragen während der letzten Jahre sowie für seine Anstrengungen, bürokratische Widerstände auszuräumen, aber auch für das in mich gesetzte Vertrauen, so dass ich in aller Ruhe meine Ideen verwirklichen konnte.

Herrn Prof. Dr. H. Schuhmacher danke ich sehr für seine Unterstützung und Förderung über den gesamten Zeitraum, was sich insgesamt als sehr wertvoll erwiesen hat.

Des Weiteren gilt mein Dank den lieben Promotionskollegen und langjährigen Wegbegleitern Dr. C. K. Feld und Dr. A. Lorenz (Ihr habt's schon geschafft), die stets die Zeit aufbrachten, mir bei methodischen oder inhaltlichen Zwickmühlen ihre Ohren zu leihen, sowie natürlich Dr. A. Haidekker für ihre fachliche, multivariate Unterstützung in diesem komplexen Sachverhalt. Verzeiht mir, dass ich Eure Vornamen unterschlage, aber das bringt die Doktorwürde wohl mit sich. Auch ihrem „Vorarbeiter“ Dr. B. Ahn möchte ich an dieser Stelle herzlich danken, der mich schon frühzeitig auf den CANOCO-Geschmack brachte.

Herzlich danken möchte ich auch all den vielen vielen Kolleginnen und Kollegen der Arbeitsgruppe, die ihren jeweiligen Teil zum Gesamtwerk beigesteuert haben, als da wären:

- Sandra Kramm, unsere gute Seele aus AQEM und STAR, die den großen Haufen zusammengehalten hat und stets eine beliebte Anlaufstation war für Kaffee, Kuchen und den Small-Talk zwischendurch,
- Jörg Strackbein, die CPU aus B12, der uns immer mal wieder aus Wien besucht hat und als unfreiwilliger Administrator jedem PC bei einer Arbeitsverweigerung in den Hintern trat,
- Melanie Lautenschläger, Sandra Kramm, Silke Sobkowiak, Armin Lorenz und Lutz Janzen für die tatkräftige Unterstützung bei den zahlreichen Ausfahrten sowie Alexandra Haidekker und Ulf Unterberg für ihre intensive Mithilfe beim Aufbereiten der substratspezifischen

Teilproben, und all den anderen, die sonst noch mit im Gelände unterwegs waren, bei Wind und Wetter, bei Kälte und Nebel und vollgepackt bis unter beide Arme,

- Sonja Jähnig und Silke Rödiger für ihre wertvolle Mitarbeit beim Aufbau der Datenbank zur Revision des Saprobiensystems, auch wenn diese Thematik letztlich den Rahmen der Dissertation sprengte,
- Jörg Kaminski, Gudrun Mertschenk und Birgit Mückenheim für die chemischen Analysen und die tatkräftige Unterstützung beim Zusammensuchen diverser Materialien,
- und nicht zuletzt Tanja Pottgiesser, der ich es zu verdanken habe, dass ich heute hier stehe, weil sie es war, die mich in die Abteilung holte. Danke!

Es möge derjenige mir verzeihen, den ich vergessen haben sollte in dieser Aufzählung – ist nicht böse gemeint.

Ganz besonders bedanken möchte ich mich aber auch für die Geduld meiner Eltern, die immer wieder nachfragten, auf wie viele Seiten es denn hinausliefe, wie weit es mit der Arbeit gediehen oder wann deren Ende abzusehen sei, auch wenn ich ihnen meistens keine oder nur eine ausweichende Antwort geben konnte (wollte). Keine Selbstverständlichkeit war der jederzeit mögliche Zugriff auf DU-CX 431, der mich überall dahin brachte, wo Wasser floss. Heute hat er durch meine Aktivitäten 'ne Menge großer Ziffern auf'm Kilometerzähler.